ISSN 0325–9625

Serie CONSERVACIÓN DE LA NATURALEZA Nº 26

Escaba

Un embalse en las Yungas del Noroeste Argentino

Beatriz C. Tracanna (ed.)



Fundación Miguel Lillo
TUCUMÁN – ARGENTINA
— 2021 —

Tracanna, Beatriz C.
Escaba, un embalse en las Yungas del Noroeste Argentino / Beatriz C. Tracanna ; Editado por Beatriz C. Tracanna. - 1a ed. - San Miguel de Tucumán : Fundación Miguel Lillo, 2021.
Libro digital, PDF

Archivo Digital: descarga y online
ISBN 978-950-668-041-1

1. Ecología. 2. Biología. 3. Geografía. I. Título.
CDD 577.0982

Serie Conservación de la Naturaleza

Publicación con trabajos y estudios sobre la biodiversidad, relacionados con la conservación de la flora y fauna autóctonas.

ISSN 0325–9625

Fundación Miguel Lillo, 2021.
www.lillo.org.ar

Fundación Miguel Lillo, Miguel Lillo 251, (4000) San Miguel de Tucumán, Argentina.
Telefax +54 381 433 0868
www.lillo.org.ar

Consultas bibliográficas y ventas:
Centro de Información Geo-Biológico del Noroeste Argentino,
Fundación Miguel Lillo, Miguel Lillo 251, (4000) San Miguel de Tucumán, Argentina.
Correo electrónico: biblioteca@lillo.org.ar

Ref. bibliográfica:
Tracanna, B. C. (Ed.) (2021). Escaba, un embalse en las Yungas del Noroeste Argentino. *Serie Conservación de la Naturaleza 26*, 180 pp.

Imagen de tapa: Embalse Escaba, vista panorámica. Fotografía: Rodrigo Osvaldo Delgado, marzo 2011.

ISBN 978-950-668-041-1

Contenido

Prefacio

El Instituto de Limnología del Noroeste Argentino (ILINOA) presenta aquí un notable conjunto de investigaciones biológicas y geográficas que hace años se viene realizando en el dique Escaba y su cuenca hidrográfica. Este hermoso embalse, ubicado al sur de Tucumán cerca del límite con Catamarca, ha cobrado notoriedad tanto local como internacional por diversos motivos. Perteneciendo a la cuenca Marapa/San Ignacio, se ha visto relacionado a eventos extremos tanto de crecidas como de sequías. Las crecidas en los últimos años han ocasionado grandes inundaciones en campos y ciudades, como por ejemplo en Lamadrid durante los años 2015 y 2017. Las sequías y el mal manejo del guano de los murciélagos originaron grandes mortandades de peces, tanto en el embalse como en el río Marapa, lo que también fue una noticia recurrente. Aparte de esta importancia local como regulador de caudales, el dique es conocido internacionalmente por la enorme colonia de murciélagos insectívoros que alberga, a pesar de haber sido diezmada hace unos años.

La importancia de este dique y su zona de influencia queda manifiesta en los resultados presentados en los nueve capítulos que conforman este libro; es fascinante constatar la presencia de una enorme diversidad biológica. Por ejemplo, se registraron más de 130 especies de algas diferentes, 19 especies de peces, 66 especies de aves, y 16 especies de murciélagos. ¡Y cuántos aspectos aún son desconocidos y llaman nuestra atención! Los cambios que se produjeron en el paisaje de la cuenca, y la calidad del agua del embalse a lo largo de los años, son también temas estudiados con detenimiento. La gestión de la cuenca recibe la atención de los autores de todos los capítulos, especialmente en los relacionados con los bosques de ribera y su posible recuperación, como en el de política hídrica. La interesante historia de la creación del dique y el enfoque general del libro son expuestos extensamente en el primer capítulo.

Reunir la información conocida de este cuerpo de agua resulta un excelente punto de partida para conocer las riquezas naturales de Tucumán. Ojalá surjan más trabajos como este, que despiertan la admiración por esta región repleta de agua y de vida, y nos enseñan el humilde lugar que ocupamos como cuidadores y beneficiarios de tanta naturaleza. Que el conocimiento "racional" y "científico" presentado aquí, nos abra no solo la mente ante estas maravillas, sino también el corazón, y que nos ayude a reconocernos parte de toda esta TRAMA.

Dr. Carlos Molineri
Instituto de Biodiversidad Neotropical
Facultad de Ciencias Naturales e Instituto Miguel Lillo



CAPÍTULO 1

Embalse Escaba: aspectos generales

Escaba Reservoir: general features

María E. Fanjul[1,2*]; Mariela del C. Alderete[2,3]; Sara C. Isasmendi[2,3]; María S. Bustos[1]; David G. Aguirre[4]; Andrea R. Díaz Gómez[5]

[1] Fundación Miguel Lillo. Miguel Lillo 251, (T4000JFE) San Miguel de Tucumán, Tucumán, Argentina.
[2] Facultad de Ciencias Naturales e IML, Universidad Nacional de Tucumán (UNT). Miguel Lillo 205, (T4000JFE) San Miguel de Tucumán, Tucumán, Argentina.
[3] Instituto de Limnología del Noroeste Argentino (ILINOA), Facultad de Ciencias Naturales e IML, UNT. Miguel Lillo 205, (T4000JFE) San Miguel de Tucumán, Tucumán, Argentina.
[4] Integrante de la Comisión Especial Emergencia Hídrica de la Legislatura de Tucumán. Fundación Sustentarnos. Mendoza 3512, (T4000DCT) San Miguel de Tucumán, Tucumán, Argentina.
[5] Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET). Diagonal 113 N° 469, (B1904CMC), La Plata, Argentina. Curso de Manejo de Cuencas Hidrográficas. Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Universidad Nacional de La Plata.
* Autor para correspondencia: mefanjul@lillo.org.ar

Resumen

El embalse Escaba se encuentra ubicado en el Departamento Juan Bautista Alberdi, Tucumán, en las Yungas, a unos 650 msnm. Presenta una superficie de aproximadamente 541 ha y una capacidad de almacenaje de 138 hm^3. Este reservorio forma parte de la cuenca Marapa-San Francisco, compartido entre las provincias de Catamarca y Tucumán, y recibe el aporte de los ríos Chavarría y Singuil, de carácter permanente y de El Chorro, Las Moras y Huasarroyo, de menor caudal. Fue creado en 1943 con fines múltiples: atenuación de crecidas, regulación de los caudales para riego, recreación y promoción turística, entre otros. El propósito de este libro multidisciplinario es caracterizar al embalse Escaba y su cuenca de aporte, considerando diferentes aspectos geográficos y biológicos para determinar las condiciones ambientales actuales del área de estudio. Además, se busca integrar los conocimientos adquiridos para brindar herramientas que faciliten una adecuada toma de decisiones en la gestión de los recursos hídricos, por parte de organismos gubernamentales y de las comunidades humanas de la zona. Esto implica plantear acciones concretas de un manejo sostenible del ecosistema, favoreciendo medidas de conservación, protección y/o restauración, en esta área emblemática de la provincia de Tucumán.

Palabras clave — Cuenca Marapa – San Francisco, recursos hídricos, reservorio, Tucumán, Yungas.

Abstract

The Escaba reservoir is located in Juan Bautista Alberdi Department in the Yungas of Tucumán at about 650 meters above mean sea level. It covers an area of approximately 541 ha, with a storage capacity of 138 hm^3. The reservoir is part of the Marapa-San Francisco basin shared between the provinces of Catamarca and Tucumán. Its tributaries are the permanent rivers Chavarría and Singuil together with El Chorro, Las Moras and Huasarroyo, which are rivers with less discharge. It was built in 1943 for multiple purposes including flood attenuation, regulation of flows for irrigation, recreation and tourism promotion, among others. The aim of this multidisciplinary book is to characterize the Escaba reservoir and its drainage basin, considering different geographical and biological aspects to determine the current environmental conditions of the study area. Moreover, it seeks to integrate the acquired knowledge by providing tools that facilitate adequate decision-making on water resources management by government agencies and human communities of the area. This implies proposing concrete actions for a sustainable management of the ecosystem, favoring conservation, protection and/or restoration measures, in this emblematic area of the province of Tucumán.

Keywords — Marapa – San Francisco Basin, reservoir, water resources, Tucumán, Yungas.

Introducción

El embalse Escaba se encuentra ubicado a 110 km al sudoeste de la ciudad de San Miguel de Tucumán, en el Departamento Juan Bautista Alberdi. Desde la capital tucumana se accede al mismo por Ruta Nacional N° 38 siguiendo un recorrido de 95 km hasta llegar a la ciudad de Alberdi. Luego se continúa por la Ruta Provincial N° 308 a lo largo de un camino de cornisa de unos 24 km, hasta llegar al embalse ubicado a los 650 msnm, en la ecorregión de las Yungas. El embalse Escaba presenta una superficie, a nivel de máxima retención, de aproximadamente 541 ha y con una capacidad de almacenaje de 138 hm^3 (Fernández *et al.*, 2007). Escaba regula una cuenca de 900 km^2 (ORSEP, 2017). El máximo caudal registrado superó los 1800 m^3/s en abril de 2015 (CIST, 2017) y tiene fluctuaciones hidrométricas cíclicas anuales. De mayo a enero el nivel del agua desciende desde la cota máxima que presenta un promedio de 30 m, y aumenta a partir de la segunda mitad de enero hasta alcanzar nuevamente su valor máximo. Estas variaciones se corresponden con la marcada estación seca de la provincia (Pantorrilla & Nuñez Regueiro, 2006).

Escaba forma parte de la cuenca Marapa-San Francisco compartida entre las provincias de Catamarca y Tucumán, con aproximadamente 1500 km^2. Se ubica en una depresión estructural, limitada al este por la Sierra de Escaba, al sur por las Cumbres de Los Llanos y el cerro Quico, y al oeste por la Sierra de Las Higueras. Recibe el aporte de dos ríos principales de régimen permanente, el Chavarría al norte y el Singuil al sur (que se origina en Catamarca) y de tres ríos de caudal menor que desaguan al oeste del espejo: El Chorro, Las Moras y Huasarroyo (Fernández *et al.*, 2007). El río Marapa, emisario del embalse, corre entre la Silleta de Escaba al norte

y el Cerro Quico al Sur, con dirección SO-NE, formando parte de la gran Cuenca Salí-Dulce (Tineo *et al*., 1998) (Figura 1).

La presa se descubre desde un mirador donde pueden observarse los contrafuertes. De los 22 contrafuertes, ocho se ocultan dentro del magno vertedero, coronado por siete compuertas del sector. La presa de contrafuertes, de 82,75 m de altura de tipo Ambursen, es la más alta del mundo en su formato. Dos presas de menor

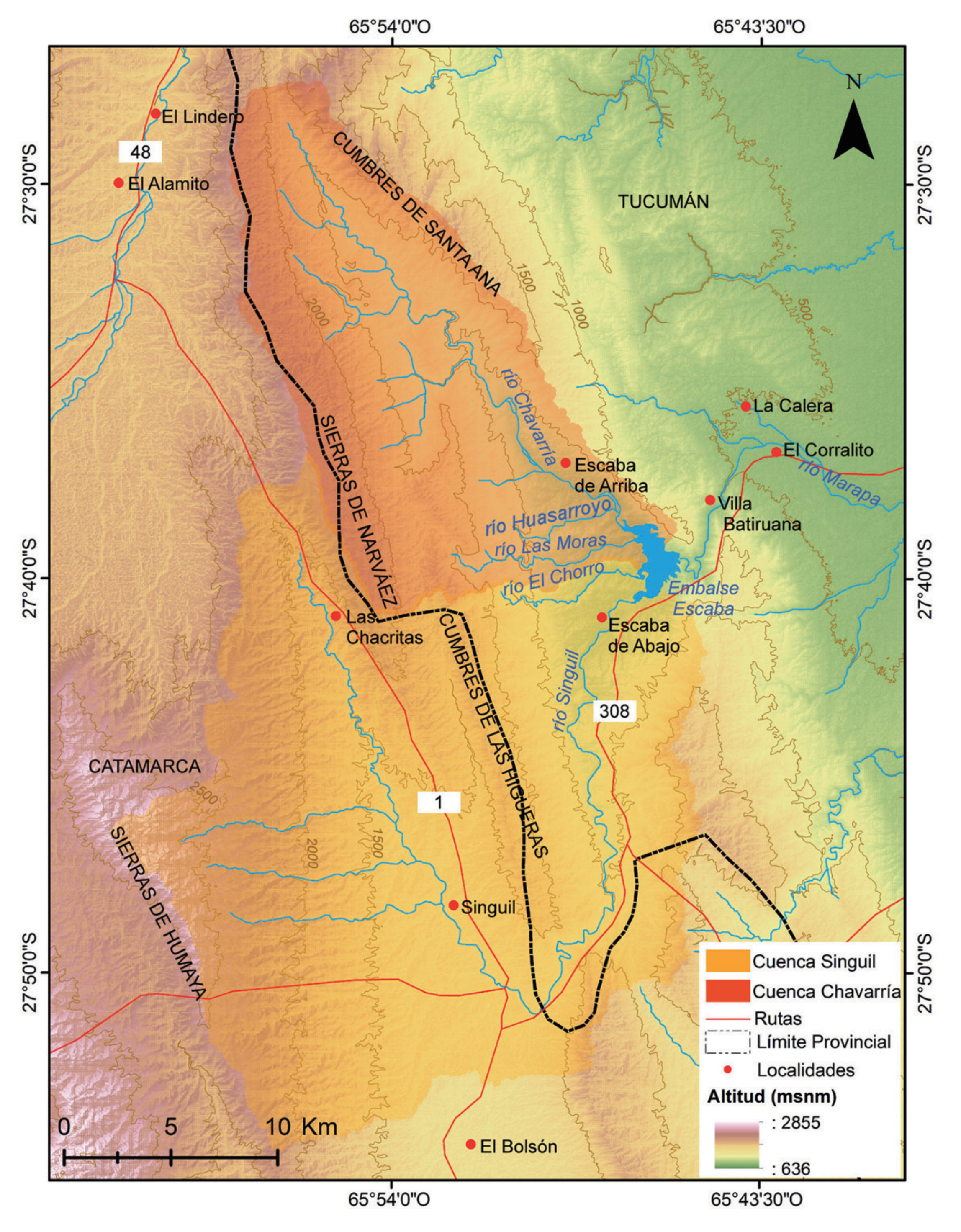


Figura 1. Embalse Escaba: localidades, vías de acceso, red hidrográfica, principales sistemas orográficos y cuencas de aporte. Imagen Modificada de Díaz Gómez (2015).

altura de gravedad en planta completan el cierre, con una longitud de más de 400 m. Además, presenta una casa de válvulas del descargador de fondo y las tomas de riego, que sirven para erogar los caudales demandados para riego, industria y agua de consumo doméstico, cuando la central hidroeléctrica sale de servicio. A simple vista no se puede observar dentro de la montaña, en el margen izquierdo, un túnel de 3 m de diámetro que recorre más de 3 km hasta la casa de máquinas (donde se genera una potencia eléctrica efectiva de 34 MW). Por arriba del túnel, se encuentra el salto de aproximadamente 137,5 m, y cuyo caudal es de 14 m^3/s (Subsecretaria de Recursos Hídricos, 2010; ORSEP, 2017).

En 1902, el Ing. Wauters del Departamento de Obras Públicas de la Provincia de Tucumán fue el primero en documentar la posibilidad de un embalse sobre el Marapa. Los primeros estudios se realizaron en el año 1911 y el primer proyecto fue esbozado por el Ing. Uslengui en 1914. Las obras se iniciaron en 1943, ejecutadas por la empresa Sollazo Hnos, finalizando en 1948 (Figuras 2 y 3) (ORSEP, 2017). Escaba ha cumplido múltiples objetivos desde el año 1955, en que se habilitó la central hidroeléctrica y la presa compensadora Batiruana. Entre ellos: atenuación de crecidas, regulación de los caudales con fines de riego, recreación y promoción turística (Figuras 4 y 5).

Alrededor del embalse existe una villa turística, donde se encuentran ubicadas las instalaciones de la comuna, policía y puesto sanitario. Las principales poblaciones del área son Escaba de Abajo, ubicada aguas arriba del río Singuil y Escaba de Arriba ubicado sobre los márgenes del río Chavarría (Fernández *et al*., 2007) (Figura 1).

El propósito de este trabajo multidisciplinario es caracterizar al embalse Escaba y su cuenca de aporte, considerando variables morfológicas, físico-químicas y biológicas (e.g., fitoplancton, aves, peces, murciélagos y vegetación ribereña), para determinar las condiciones actuales de los ecosistemas evaluados. Otra temática que se aborda en este libro, se relaciona con la gestión de los recursos hídricos, por lo que en conjunto, los conocimientos integrados no sólo permitirán conocer sobre la estructura y dinámica de las comunidades de este ambiente léntico y sus alrededores, sino que además posibilitará a las entidades gubernamentales y a las comunidades humanas de la región, tomar decisiones adecuadas para el manejo sustentable de los ecosistemas y para la conservación, protección y/o restauración de los mismos. Cabe destacar que en la actualidad no existe un plan de manejo integral de la cuenca de aporte al embalse. Sin embargo, desde el año 2017, con la creación de la Comisión de Emergencia Hídrica de la Legislatura del gobierno de Tucumán, se ha iniciado un proceso de formulación de un plan de manejo para todas las cuencas de la provincia actualmente en vías de desarrollo (Martel & Cagna, 2018).

Este estudio integral que engloba aspectos geográficos y de biodiversidad, también será de utilidad a profesionales, docentes y estudiantes vinculados a las temáticas ambientales, ya que contribuye al conocimiento de uno de los ecosistemas acuáticos más importantes de la provincia de Tucumán. Además, de generar conciencia sobre la sustentabilidad de los ecosistemas provinciales y regionales.

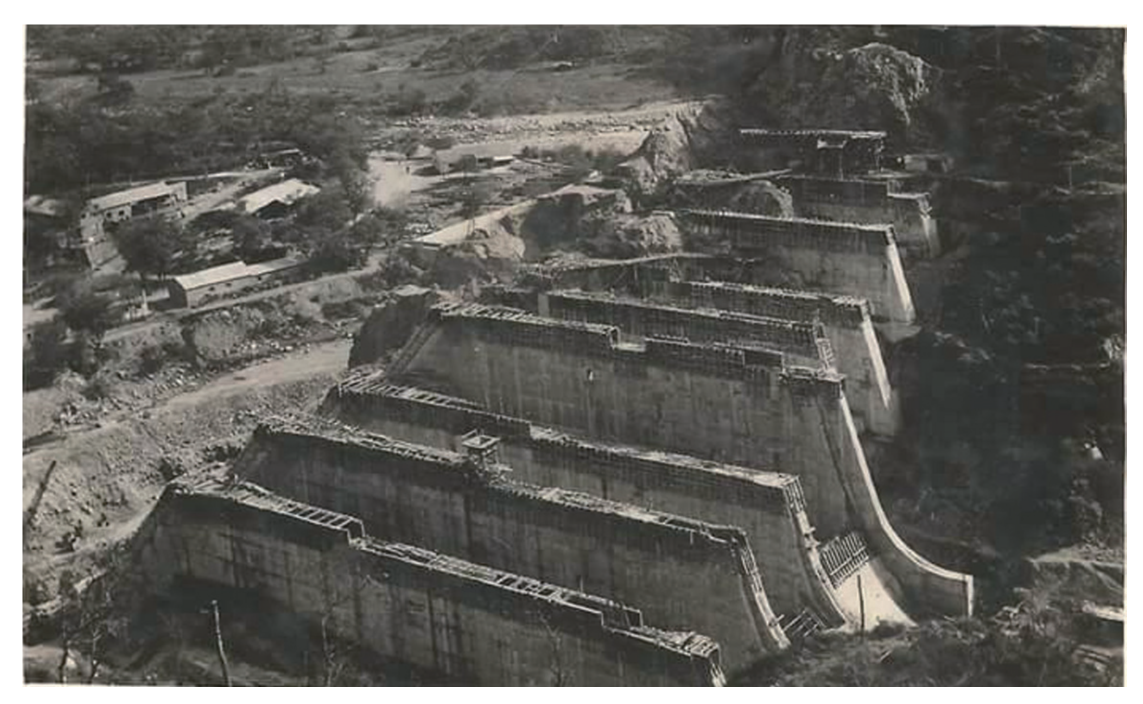


Figura 2. Embalse Escaba en construcción entre 1943 y 1948. Fuente: Mitrovich y Wieder (2017).



Figura 3. Embalse Escaba en su etapa final de construcción. Fuente: Ex Libris y Universidad Politécnica de Madrid (2007).



Figura 4. Vista panorámica del Embalse y del murallón. Fotografía: Leonel Suarez.

Clima

El embalse se ubica en un área de clima subtropical monzónico, con inviernos secos no rigurosos y veranos lluviosos. Las precipitaciones medias anuales son de 1200 mm, siendo el mes de febrero el más lluvioso (167 mm promedio) y el de agosto el menos lluvioso (3 mm promedio). La temperatura media anual es de 17,6 °C (Santillán de Andrés & Ricci, 1980; Fernandez & Lutz 2006). Las condiciones climáticas del área están determinadas por la posición transversal de los cordones montañosos y por los vientos húmedos del este y sudeste, que provocan descargas pluviales del lado tucumano y luego pasan al lado catamarqueño ya como vientos secos (Fernández *et al*., 2007). Las series de precipitación de diferentes localidades comprendidas en las provincias de Tucumán y Catamarca, aledañas al embalse, han revelado que a partir de la década de 1970 se produjo un incremento de la precipitación media anual a escala regional (Comisión Especial de Emergencia Hídrica [CEEH], 2018)



Figura 5. Vista panorámica de la villa turística de Escaba. Fotografía: Leonel Suarez.

Litología

La litología que se observa alrededor del embalse se caracteriza por areniscas tobáceas grises a rosadas, que en algunos sectores presentan clastos de piedra pómez y tufitas finas de color castaño con bancos de toba. Estos últimos, indicarían una edad eocena media para la sección inferior de la secuencia. La conformación de las lomadas de la zona del embalse está cubierta por rocas del basamento metamórfico y en algunos casos por sedimentos terciarios, donde se observan depósitos conglomerádicos gruesos, compuestos por clastos angulosos de la misma composición del basamento metamórfico (Fernández *et al*., 2007).

Para la zona de Escaba, Dal Molín *et al.* (2003) y Fernández & Lutz (2006) denominan a los depósitos del área como Formación Concepción a la cual asignan una edad pleistocena. Esta formación está compuesta principalmente por conglomerados, areniscas y limos (Fernández *et al*., 2007).

Suelos

De acuerdo a Puchulu & Fernández (2014) los suelos del área corresponden al orden Inceptisoles, caracterizados por perfiles de escaso desarrollo. En el fondo de los valles se encuentran Molisoles y Entisoles. Díaz Gómez & Gaspari (2017) caracterizaron los suelos de la cuenca de aporte como pertenecientes a los grupos hidrológicos D y C. Dentro del grupo hidrológico D describen suelos con afloramientos rocosos y con mayor potencial de escurrimiento. Estos ocupan el 67% de la cuenca del río Chavarría y el 78% de la cuenca del río Singuil. Mientras que los suelos del grupo hidrológico C, ocupan el 22% del área en la cuenca del Chavarría y el 33% en la cuenca del Singuil; tratándose en este caso de suelos con textura franco-limosa, con menor potencial de escurrimiento.

Estado de conservación

Algunos de los principales problemas ambientales alrededor del Embalse Escaba se atribuyen al sobrepastoreo y a la tala del bosque nativo por sustitución para la agricultura intensiva o para obtención de leña. Estas actividades son desarrolladas principalmente como actividades de subsistencia de los pobladores de la zona. Dichas acciones suceden principalmente en los faldeos de las zonas montañosas, con un incremento de los escurrimientos superficiales y la pérdida o disminución de los acuíferos subterráneos. En esta última década, además de la intensificación del sobrepastoreo, hay un incremento en la deforestación, particularmente en la cuenca alta; esto afecta la capacidad reguladora del embalse, generando intensos problemas de erosión y de colmatación, así como actividades torrenciales. Los principales impactos socioeconómicos se manifiestan en forma de crecidas aluvionales cada vez más frecuentes, provocando daños importantes al ambiente y a las comunidades de Escaba de Arriba y Escaba de Abajo, cuyos pobladores viven en situación de vulnerabilidad social (Bomba *et al.*, 2018).

Sociodemografía

Como se expresó anteriormente, la cuenca de aporte del embalse se distribuye entre Catamarca y Tucumán. A continuación, se presenta una breve descripción de indicadores demográficos de las poblaciones que habitan en la Cuenca, según datos del INDEC (2010).

Comparando los sectores de Catamarca y Tucumán, en la Tabla 1 se señala que existe casi una duplicación de personas en el sector catamarqueño más que en el tucumano. Sin embargo, en porcentajes de distribución por edades, hay un mayor porcentaje de menores de 15 años en el sector tucumano.

La Tabla 2 indica algunos aspectos socio-demográficos importantes, en ambos sectores los porcentajes de varones son similares, pero el índice de fecundidad (IF) calculado es mayor en el sector de Tucumán comparado con el de Catamarca. Dicho índice se basa en el cociente entre la cantidad de niños menores de 5 años y cantidad

Tabla 1. Tamaños y porcentajes de tres estratos de edades en los sectores estudiados de influencia del Embalse Escaba y alrededores, según datos censo 2010 (INDEC, 2010).

Estrato de edad / Sector	Catamarca	Tucumán
Menores de 15 años	203 (27%)	151 (37%)
Entre 15 y 64	454 (60%)	203 (50%)
Más de 64 años	94 (13%)	50 (12%)
Total	**751**	**404**

Tabla 2. Aspectos sociodemográficos en los sectores estudiados de influencia del Embalse Escaba y alrededores, según datos de censo 2010 (INDEC, 2010).

Indicadores sociodemográficos / Sector	Catamarca	Tucumán
Porcentaje de Varones	60,89	58
Índice de Fecundidad	38	87,2
Nivel e instrucción escolar primario	60,5	77
Nivel de ocupación de actividad	52	56
Porcentaje de hogares con necesidades básicas insatisfechas (NBI)	13 (total 217 hogares)	38 (total 120 hogares)

de mujeres en edad fértil (INDEC, 2010). Se señala que el índice IF para el sector tucumano supera ampliamente al valor de 34,46% que representa a la provincia, mientras que en Catamarca el valor del sector al que pertenece el embalse Escaba es casi igual al valor correspondiente a dicha provincia (34,99%). Se destaca un mayor porcentaje de instrucción primaria para el sector tucumano que el catamarqueño. Los porcentajes de actividad casi son similares entre ambos sectores, aunque el porcentaje de hogares con necesidades básicas insatisfechas (NBI) es mayor para el sector tucumano que para el catamarqueño, superando ampliamente al valor promedio de la provincia de Tucumán de 13,36%. Un hogar con NBI es aquel que presenta al menos una de las siguientes condiciones: vivienda con algún inconveniente (vivienda de inquilinato, precaria u otro tipo), viviendas sin cuarto de baño, hacinamiento crítico (más de tres personas por cuarto), hogares con menores en edad escolar (6 a 12 años) que no asisten a la escuela, hogares con cuatro o más personas y en los cuales, quien sustenta el hogar tiene bajo nivel de educación (dos años o menos en el nivel primario).

Cabe señalar que, en el sector de Catamarca, los hogares censados corresponden a dos zonas con condiciones de hábitats diferentes. La Tabla 3 indica el uso del agua y de la leña como combustible principal para cocinar. El porcentaje de hogares con uso de agua de pozo o lluvia presentaron un 50% en ambos sectores provinciales. Con respecto al uso de agua de pozo para el sustento, es mayor en Tucumán que en Catamarca, al igual que el desagüe por pozo ciego.

Este libro conjuga una visión interdisciplinaria de la situación actual del Embalse Escaba y sus alrededores. El fin último del mismo, es generar propuestas concretas, que contribuyan a sentar las bases en aspectos físicos, biológicos y sociales para

Tabla 3. Uso de recursos en los hogares censados, en los sectores estudiados de influencia del Embalse Escaba y alrededores, según datos de censo 2010 (INDEC, 2010).

Uso de recursos / Sector	Catamarca	Tucumán
Uso de agua y combustible leña	50%	50%
Uso de agua de pozo o de lluvias	Dos zonas: una con 20% y otra con 50%.	50%
Hogares con desagüe por pozo ciego	Dos zonas pobladas: una con 30% y otra con más de 50%	60%
Uso de leña como combustible principal para cocinar	Una zona con 15% y otra zona con 50%	55%
Total de hogares censados	217	120

una gestión integral de los recursos naturales. De esta forma, se espera garantizar la sustentabilidad de los servicios ambientales o ecosistémicos que provee esta zona, de gran importancia provincial y regional.

Agradecimientos

Agradecemos al Sr. Leonel Suarez por ceder gentilmente fotos para el manuscrito. Al Instituto de Limnología del Noroeste Argentino (ILINOA) por invitar a los autores a participar del presente libro. A la Facultad de Ciencias Naturales e IML (UNT) y a la Fundación Miguel Lillo. Agradecemos por financiar parcialmente la realización del presente libro, al Proyecto PIUNT 26G/529, subsidiado por la Secretaria de Ciencia, Arte e Innovación Tecnológica (SCAIT) de la Universidad Nacional de Tucumán.

Participación

Todos los autores participaron en la búsqueda de información, análisis, así como también la redacción del presente artículo.

Conflictos de intereses

Los autores declaran no tener ningún conflicto de interés.

Literatura citada

Bomba H.A., Giobellina C., Comba A., Cattáneo C., Rossini A. 2018. Estudio de la Cuenca Marapa-San Francisco. Social, Producción y Ambiente. Problemáticas del Ordenamiento Territorial. En Plan Hídrico Estratégico Provincia de Tucumán. Avances (199-231). Comisión Especial de Emergencia Hídrica. Honorable Legislatura Tucumán. Convenio Universidad Nacional de Tucumán.

CIST. 2017. Problemática del área sur de Tucumán, este de Catamarca y Río Hondo Documento síntesis. Comisión de emergencia para el tratamiento de la problemática de inundaciones en el sur de la provincia de Tucumán, este de Catamarca y Río Hondo. Informe técnico.

Dal Molín C.N., Fernández D., Escosteguy L.D. 2003. Hoja geológica 2766-IV. Concepción. Provincias de Tucumán, Catamarca y Santiago del Estero. Instituto de Geología y Recursos Minerales, Servicio Geológico Minero Argentino. Programa Nacional de cartas Geológicas de la República Argentina. 1:250000. Supervisión: González, O. Boletín Nº 342, 41. SEGEMAR (Servicio Geológico Minero Argentino). Buenos Aires. Argentina.

Díaz Gómez R. 2015. Análisis de la vulnerabilidad a cambios climáticos y de uso del territorio de las cuencas hidrológicas del faldeo oriental de la sierra del Aconquija y del Sudoeste, Tucumán. Tesis para acceder al grado académico de Doctor en Ciencias Biológicas. FCN e IML, UNT.

Díaz Gómez R., Gaspari F.J. 2017. Modelización geoespacial del escurrimiento superficial en cuencas de las sierras del Sudoeste, Tucumán, Argentina. Revista Estudios Ambientales 5: 29-47.

Ex Libris y Universidad Politécnica de Madrid. 2007. Presas de Argentina. Recuperado el 16 de marzo de 2020 de http://cdp.upm.es/view/action/nmets.do?DOCCHOICE=474073.xml&dvs=1584407957342~315&locale=es_AR&search_terms=&adjacency=&VIEWER_URL=/view/action/nmets.do?&DELIVERY_RULE_ID=1&divType=&usePid1=true&usePid2=true r

Fernández D.S., Lutz M.A. 2006. Carta de Peligrosidad Geológica 2766-IV "Concepción" Provincias de Tucumán, Catamarca y Santiago del Estero. Programa Nacional de Cartas Geológicas y Temáticas de la República Argentina 1:250.000. SEGEMAR-IGRM Dirección De Geología Ambiental y Aplicada.

Fernández D.S., Puchulu M.E., Czerniczyniec M. 2007. Trabajo de campo en el embalse Escaba. En Los humedales de la Cuenca del Río Salí (227-254). Buenos Aires: Jorge Baudino Ediciones.

INDEC. 2010. Censo Nacional de Población, Hogares y Viviendas 2010. Base de datos REDATAM. Recuperado el 2 de octubre de 2019 de https://redatam.indec.gob.ar/argbin/RpWebEngine.exe/PortalAction?&MODE=MAIN&BASE=CPV2010B&MAIN=WebServerMain.inl&_ga=2.262250700.1785490253.1570030729-700178253.1532975850

Martel E., Cagna P. 2018. Plan Hídrico Estratégico Provincia de Tucumán. Avances Estudio de la Cuenca Marapa-San Francisco. Resumen Ejecutivo. En Plan Hídrico Estratégico Provincia de Tucumán. Avances. Comisión Especial de Emergencia Hídrica. Honorable Legislatura Tucumán. Convenio Universidad Nacional de Tucumán.

Mitrovich V., Wieder D. 2017. Historia del Municipio ciudad Juan Bautista Alberdi. Consejo Federal de Inversiones.

ORSEP. 2017. Diques argentinos en realidad aumentada. Órgano Regulador de Seguridad de Presas. Secretaría Infraestructura y Política Hídrica. Ministerio del Interior obras públicas y Viviendas. Presidencia de la Nación.

Pantorrilla M.M, Nuñez Regueiro V.A. 2006. Investigaciones arqueológicas en la zona de Escaba, provincia de Tucumán: asentamientos Condorhuasi y Aguada en las Yungas. Intersecciones en Antropología 7: 235-245.

Puchulu M.E., Fernández D.S. 2014. Características y distribución espacial de los suelos de la provincia de Tucumán. En: Geología de Tucumán (1-17). Moyano S., Puchulu M.E., Fernández D., Aceñolaza G., Vides M.E., Nieva S. (Eds.), Colegio de Graduados en Ciencias Geológicas de Tucumán.

Santillán de Andrés S.E., Ricci T.R. 1980. Geografía de Tucumán: (consideraciones generales). Universidad Nacional de Tucumán. Facultad de Filosofía y Letras.

Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación. 2010. Inventario de presas y centrales de la República Argentina (1st ed.). Ministerio de Planificación Federal, Inversión Pública y Servicios, Buenos Aires, Argentina.

Tineo A., Falcón C.M., García J.W., D'Urso C.H., Galindo G., Rodríguez G.V. 1998. Hidrogeología. En Geología del Tucumán (259-274). Gianfrancisco M., Puchulu M.E, Durango de Cabrera J., Aceñolaza G.F. (eds.) Colegio de Graduados de Ciencias Geológicas, Tucumán.



Cambios de uso y cobertura del suelo (LUCC) en las cuencas tributarias del Embalse Escaba durante el periodo 1986-2010

Land use and land cover changes (LUCC) in the tributary drainage basins of Escaba Reservoir during the period 1986-2010

Andrea R. Díaz Gómez[1*], María S. Bustos[2]

[1] Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET). Diagonal 113 N° 469, (B1904CMC) La Plata, Argentina. Curso de Manejo de Cuencas Hidrográficas. Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Universidad Nacional de La Plata.

[2] Instituto de Ecosistemas de Aguas Continentales, Área Biología Integrativa, Fundación Miguel Lillo. Miguel Lillo 251, (T4000JFE) San Miguel de Tucumán, Argentina.

* Autora para correspondencia: rdiazgomez@unlp.ceide.edu.ar

Resumen

El cambio de uso y cobertura del suelo ha sido estudiado en diversas regiones del mundo y se ha demostrado que sus efectos, sumados a las tendencias actuales de cambio climático, tienen consecuencias negativas sobre las sociedades humanas y los ecosistemas. Este trabajo presenta los resultados del estudio de los cambios de uso y cobertura del suelo ocurridos durante el periodo 1986-2010 en las cuencas de aporte del Embalse Escaba, Tucumán, Noroeste Argentino. Para cumplir los objetivos propuestos se han aplicado técnicas de pre procesamiento y clasificación supervisada de datos Landsat TM de tres fechas: 23/08/1986, 18/08/1996 y 21/08/2010. Se realizó un análisis de matriz de error de los mapas de cobertura obtenidos para determinar su ajuste con la realidad del terreno y se cuantificó la magnitud del cambio en superficie de cada tipo de cobertura identificada. Los cambios detectados revelaron que en la década 1986-1996 los procesos de deforestación y recuperación verificados en diferentes sectores del área de estudio fueron sincrónicos. En el período 1996-2010, los procesos tendieron a estabilizase; sin embargo, fue evidente el incremento de la superficie boscosa en los sectores de mayor altitud de las cuencas estudiadas. Los cambios detectados, vinculados a la recuperación de bosques, estarían relacionados a procesos de migración rural y abandono de tierras agrícolas, mientras que el avance de los boques en áreas previamente dominadas por pastizales podría estar vinculado al efecto del cambio climático a nivel regional.

Palabras clave — Bosques, cambio global, transición forestal, servicios ecosistémicos, regulación hidrológica.

Abstract

Land use and land cover changes have been studied in different regions of the world and it has been demonstrated that their effects, combined to the current trends in climate change, have negative consequences for human societies and ecosystems. This paper presents the results of a study of changes in land use and land cover that took place over the period 1986-2010 in the drainage basins of Escaba reservoir, Tucumán, Northwest Argentina (NOA, for its acronym in Spanish). To meet the proposed objectives, the techniques employed were preprocessing and supervised classification of Landsat TM images of dates: 08/23/1986, 08/18/1996 y 08/21/2010. A confusion matrix analysis was performed on the land cover maps obtained to determine their adjustment to terrain characteristics. Also, the magnitude of change in the surface was quantified for each land cover type identified in the study area. The detected changes revealed that during the period 1986-1996, the processes of deforestation and forest recovery occurred simultaneously in different places across the study area. In the period 1996-2010, the processes were stabilized; however, the increase of forest surface in the upper areas of the studied basins was evident. The detected changes related to forest recovery would be related to rural-urban migration and the consequent abandonment of agricultural lands, while the advance of forests over areas previously covered by grasslands can be linked to the effects of global warming at a regional scale.

Keywords — Forests, global change, forest transition, ecosystems services, hydrological regulation.

Introducción

El cambio de uso y cobertura del suelo (LUCC, en inglés), es considerado uno de los principales factores determinantes de vulnerabilidad ambiental ante el cambio global que incluye el cambio de uso del suelo y el cambio climático (Dale, 1997; Metzger, 2006; Turner *et al.*, 2007; Mahmood *et al.*, 2010; Mantyka-Pringle *et al.*, 2015; Pielke *et al.*, 2011). Además, trae aparejados efectos sobre la conservación de la biodiversidad y la función ecosistémica (Foley *et al.*, 2005; Nagendra *et al.*, 2013; Verburg *et al.*, 2015).

La dinámica de la cobertura del territorio depende del comportamiento socioeconómico en conjunto con su contexto ambiental (Lambin *et al.*, 2003; Bonilla-Moheno *et al.*, 2012; Gaspari *et al.*, 2015; Redo *et al.*, 2012). Entre los posibles conductores de LUCC en el norte de Argentina se encuentran: el incremento en la demanda de ciertos cultivos, el impulso tecnológico, la mejora en las condiciones climáticas y la migración poblacional (Grau *et al.*, 2005; Gutiérrez Angonese & Grau, 2014; Nanni & Grau, 2014; Nanni *et al.*, 2015; Piquer-Rodriguez *et al.*, 2018).

El cambio de la cobertura y uso del suelo tiene una profunda influencia en el ciclo hidrológico y el balance hídrico. La pérdida de cobertura natural interacciona directamente con los componentes del ciclo hidrológico cambiando la relación entre evapotranspiración, infiltración y escorrentía (Nosetto *et al*., 2012). Por ejemplo, disminuye la tasa de evapotranspiración e incrementan los niveles de escorrentía, favoreciendo el aumento de caudales (Gupta *et al.*, 2015; Bathurst *et al*., 2017). También afecta el balance del rendimiento hídrico y la producción de escorrentía lo cual conlleva a inundaciones por anegamientos o desbordes (Blöschl *et al*., 2007; Gaspari *et al*., 2015; Kuppel *et al*., 2015; Ochoa-Tocachi *et al*., 2016). EL LUCC puede cambiar la composición, la estructura, los patrones espaciales de la vegetación natural y la dinámica de la hojarasca que influyen en los procesos de erosión hídrica y la producción de sedimentos de forma negativa (Volante *et al*., 2012; Vanacker *et al*., 2014; Molina *et al*., 2015; Delgado *et al*., 2015; Abbondanza *et al*., 2018). Los impactos del cambio de uso del suelo en el ciclo hidrológico son diversos, y presentan un alto grado de complejidad por lo que se necesita de estudios integrales que incluyan aspectos geomorfológicos, estructurales del paisaje y prácticas de manejo. Por lo tanto, el análisis del cambio de uso del suelo a escala de cuenca es considerando un aspecto esencial (Rogger *et al*., 2017).

El análisis de imágenes de sensores remotos constituye la herramienta principal en la clasificación de los ecosistemas, descripción espacial y temporal de las condiciones ambientales y facilita el estudio de los procesos de LUCC a diferentes escalas espaciales y temporales (Kerr & Ostrovsky, 2003; Hansen & Loveland, 2012; Gomez *et al*., 2016). Además, permite realizar estudios del paisaje favoreciendo una mejor comprensión del rol de la complejidad ecológica en los procesos globales (Nagendra *et al*., 2004; Kennedy *et al.,* 2009; Kennedy *et al*., 2014). El uso libre de productos derivados de sensores remotos ha potenciado el monitoreo de los ecosistemas y el análisis de los cambios ecológicos en las últimas décadas (Wulder *et al*., 2012; Lopez & Frohn, 2017). Diferentes estudios evaluaron los cambios de usos de suelo en sectores de la provincia de Tucumán (García *et al*., 2012; Gutiérrez Angonese & Grau, 2014; Nanni & Grau, 2014). En la cuenca del río Marapa, principal efluente del Embalse Escaba, Díaz Gómez (2010) determinó los cambios de uso del suelo del periodo 1977-2007. En este contexto, la identificación de los cambios de uso y cobertura del suelo, desde la perspectiva de cuenca hidrográfica, es esencial para conocer sus efectos en la dinámica hidrológica y el estado de conservación ecosistémica. Estos cambios podrían responder a diferentes factores tanto climáticos como socioeconómicos por lo que se requiere de un análisis integral espacial e histórico. En este capítulo se analizarán los cambios de cobertura y uso del suelo en las subcuencas de los ríos Singuil y Chavarría, tributarias del Embalse Escaba, en el periodo 1986-2010, y se discutirán sus posibles causas e impactos.

Materiales y métodos

Para cuantificar e identificar espacialmente la ocurrencia de cambios de uso y cobertura en las cuencas analizadas se trabajó en diferentes etapas:

Etapa 1, pre-procesamiento: corrección radiométrica de imágenes satelitales.— El análisis de cambio de uso y cobertura del territorio se basó en la clasificación supervisada de imágenes satelitales con el programa ENVI®. Las imágenes empleadas fueron obtenidas del Instituto Nacional de Pesquisas Espaciáis de Brasil (INPE). Para este análisis se escogieron escenas de imágenes LANDSAT, correspondientes a las fechas 23/08/1986, 18/08/1996 y 21/08/2010, representativas de la misma estación del año, con el objetivo de minimizar las diferencias espectrales debidas a diferencias fenológicas y la presencia de nubes en el área (Tabla 1).

Tabla 1. Escenas Landsat empleadas para el análisis de uso el suelo y cobertura del suelo.

Satélite	Sensor	Resolución espacial	Fecha	Paso	Fila
LANDSAT	5TM	30 m	23/08/1986	231/230	78/79
			18/08/1996	231/230	79
			21/08/2010	231/230	78

Previo a la clasificación, las imágenes fueron pre-procesadas realizando un corregistro espacial entre las escenas de los diferentes años y correcciones radiométricas para mejorar la coherencia espacial y espectral de los datos entre todas las imágenes de la serie temporal utilizada (Vicente-Serrano *et al*., 2008; Chander *et al*., 2009).

El pre-procesamiento espacial consistió en reproyectar todas las escenas al sistema de coordenadas planas de Argentina (POSGAR 98) Zona 3 y luego corregistrar las mismas, tomando puntos georeferenciados en el campo mediante GPS Garmín Etrex C e identificables en las imágenes.

Para comparar imágenes se realizaron correcciones radiométrica y atmosférica de los datos. Los valores originales en números digitales (ND) fueron convertidos en radiancia y luego a reflectancia (cociente entre la energía reflejada y la energía incidente a la superficie terrestre) como lo sugiere Brizuela, Aguirre y Velasco (2007). Se utilizó el método Dark Object Substraction (Chávez, 1988; López-Serrano *et al*., 2016) para mejorar la comparabilidad entre escenas de diferentes años (Paolini *et al*., 2006; Schroeder *et al*., 2006).

Etapa 2, procesamiento: clasificación de imágenes satelitales.— Se aplicó el método de clasificación supervisada no paramétrica Support Vector Machine (SVM), el cual es un sistema de clasificación estadística que separa a las clases con una superficie de decisión, llamada hiperplano óptimo. Los datos de los puntos más cercanos al hiperplano se llaman vectores de soporte. Dado un conjunto de puntos, en el que cada uno pertenece a una de dos posibles categorías, un algoritmo basado en SVM construye un modelo que predice si un punto nuevo pertenece a una categoría o a la otra (Chang & Lin, 2001; Wu *et al*., 2004; Paneque-Gálvez *et al*., 2013; Zheng *et al*.,

2015). Además, el método SVM permite combinar la información cuantitativa contenida en las imágenes con información proveniente de otras fuentes. En este estudio, para complementar la información espectral contenida en las imágenes satelitales se utilizó el Modelo de Elevación Digital ASTER GDEM V2. Al aportar la información topográfica del área se pudo discriminar cada clase de cobertura de acuerdo a su posición altitudinal, de esta manera se disminuye el error en la clasificación. Para producir los mapas de cobertura se colectaron áreas de entrenamiento (AOI) representativas de las clases de uso y cobertura más relevantes del área de estudio. La selección de las AOIs se hizo mediante la interpretación visual de las imágenes satelitales, sobre la base de variaciones en la textura, color y relaciones de vecindad entre las coberturas. Las clases de uso y cobertura identificadas fueron:

1) Bosque: constituido por los pisos altitudinales de las Yungas australes incluyendo el Bosque Montano caracterizado por la presencia de las especies arbóreas *Podocarpus parlatorei*, *Polylepis australis* y *Alnus acuminata*; la Selva Montana, donde se encuentran típicamente *Tipuana tipu*, *Ocotea porphyria*, *Eugenia uniflora*, *Blepharocalyx salicifolius* y *Myrcianthes pungens* entre otros; y la Selva Pedemontana, con especies como *Phyllostylon rhamnoides*, *Enterolobium contortisiliquum y Tipuana tipu* (Brown, 2009). Esta última ha tenido una gran transformación debido a la agricultura, de acuerdo a Mendoza y González (2011).

2) Pastizal: formado por la cobertura natural de pastizales de altura, formada por matas de gramíneas como *Festuca* sp.

3) Cultivos: incluyendo sectores dedicados al cultivo de especies hortícolas, granos como soja, trigo y suelo desnudo.

4) Agua: que incluye los embalses ubicados en el área de estudio.

Etapa 3: análisis de precisión del mapa.— Para determinar la precisión del mapa temático generado para el año 2010 se construyó una matriz de confusión, que presenta la correspondencia de la clasificación del mapa temático y los datos de campo. En este estudio, se utilizaron como verdad de campo imágenes CBERS-2B (escena 173-D, punto: -(1-4), del Satélite Chino-Brasileño de Recursos terrestres. Las imágenes fueron obtenidas a partir del Catálogo del Instituto Nacional de Investigaciones Espaciales de Brasil (INPE, 2014). Se consideró como error de clasificación a la discrepancia entre la situación mostrada en el mapa temático y la realidad de campo obteniendo la precisión global del mapa y la precisión por clases del usuario y del productor (expresado en porcentajes). Además, se calculó el coeficiente Kappa, que es un indicador de la calidad de la clasificación. Dicho parámetro se expresa en porcentaje y representa el acuerdo obtenido en la clasificación, toma valores entre 0 y 1 representando el valor 1 el caso de total acuerdo (Banko, 1998; Foody, 2002; Srivastava *et al*., 2012).

Etapa 4: análisis de detección de cambios y patrones de distribución espacial.— Para conocer los patrones de distribución espacial de los cambios de uso y cobertura del suelo en el área de estudio, se cuantificó la superficie de cada tipo de cobertura para cada cuenca en los años analizados. Las áreas afectadas por cambios de cobertura

se identificaron mediante la superposición de los mapas temáticos de las distintas fechas. El valor absoluto del cambio se cuantificó por la diferencia de superficie de cada cobertura para cada fecha (en km^2) y se expresó el porcentaje del área de estudio afectada para el período 1986-2010. Los patrones de distribución espacial de cambio de uso y cobertura del territorio se analizaron para las cuencas de los ríos Singuil y Chavarría.

Resultados

Como resultado de la clasificación de las imágenes satelitales, se obtuvieron mapas de cobertura y uso del suelo para los años 1986, 1996 y 2010, se pudo cuantificar la superficie correspondiente a los diferentes tipos de uso y cobertura de los suelos en el área de estudio (Figura 1).

Los mapas de cobertura y uso del suelo del año 2010 presentaron una precisión total de 89%, Coeficiente Kappa: 0,84 para la cuenca del Singuil y una precisión de 86% y Coeficiente Kappa: 0,80 para el Chavarría respectivamente. En la matriz de confusión de la cuenca Chavarría la clase pastizal tiene un porcentaje de 90,43% de precisión de usuario, es decir la probabilidad del usuario del mapa de encontrar a campo esta clase es alta; de igual modo, para la cuenca del Singuil la precisión del usuario fue de 100% para la misma clase (Tablas 2A y 2B).

Tabla 2A. Matriz de confusión del mapa de uso y cobertura de la subcuenca Chavarría del año 2010.

		Verdad de campo					
		Cultivo	Bosque	Pastizal	Agua	Total	Precisión de usuario
Clases del mapa	Cultivo	34	0	0	0	34	100
	Bosque	8	90	6	0	104	86,54
	Pastizal	0	11	104	0	115	90,43
	Agua	0	0	0	9	9	100
	Total	42	101	110	12	265	
Precisión de productor		80,95	89,99	94,55	75,00		

Tabla 2B. Matriz de confusión del mapa de uso y cobertura de la subcuenca Singuil del año 2010.

		Verdad de campo					
		Cultivo	Bosque	Pastizal	Agua	Total	Precisión de usuario
Clases del mapa	Cultivo	80	2	3	12	97	82,47
	Bosque	2	96	20	1	119	80,67
	Pastizal	0	0	82	0	82	100
	Agua	0	0	0	0	87	100
	Total	82	102	105	100	389	
Precisión de productor		97,56	94,12	78,10	87,00		

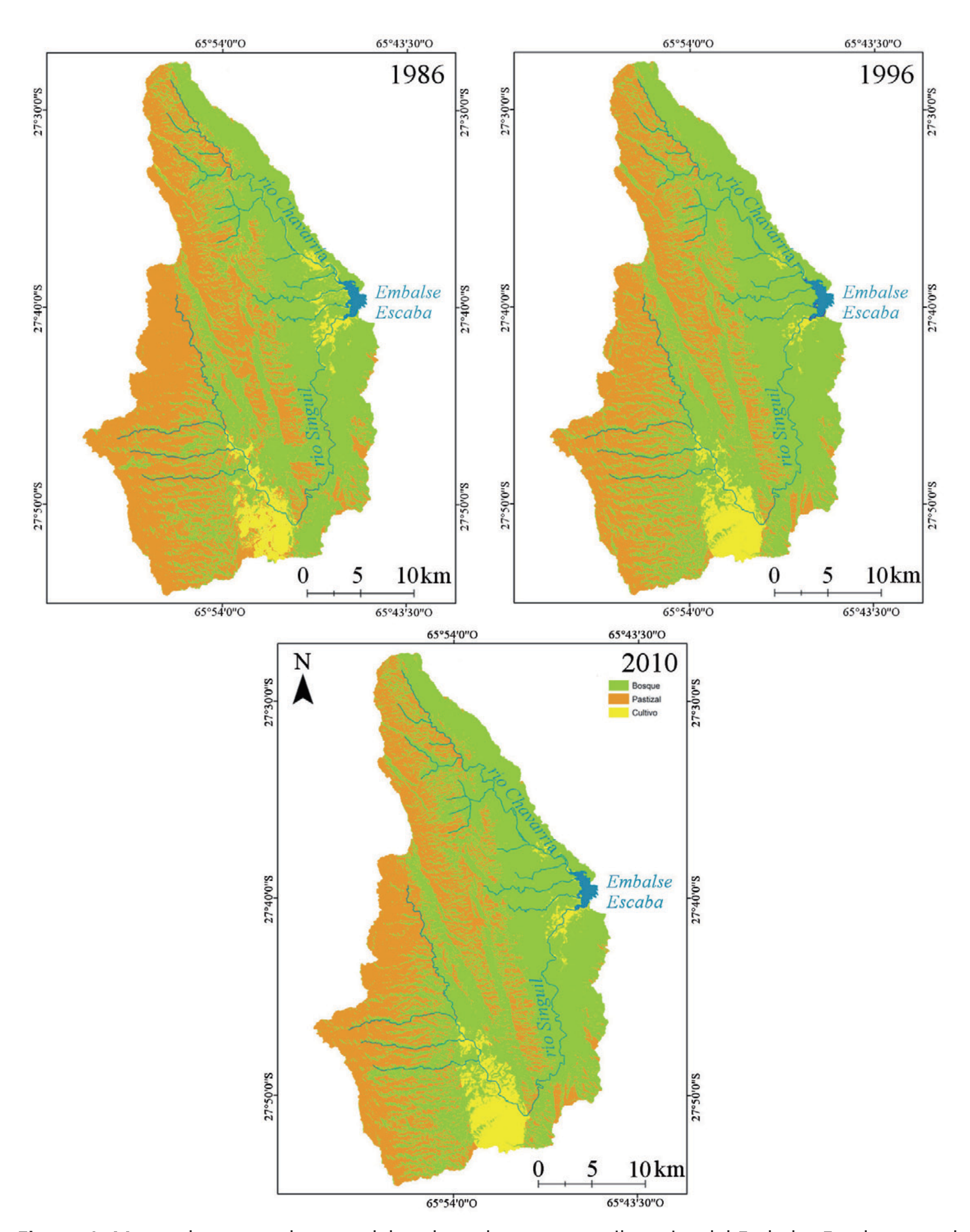


Figura 1. Mapas de uso y cobertura del suelo en las cuencas tributarias del Embalse Escaba para el año 1986, 1996 y 2010 (la ubicación de las cuencas tributarias puede observarse en la Figura 1 del capítulo 1 de este libro, página 9).

Análisis de detección de cambios y patrones de distribución espacial.— En las Tablas 3 y 4 se presentan las matrices de transición de los principales tipos de coberturas y uso del suelo entre 1986 y 2010 para las subcuencas de los ríos Chavarría y el Singuil. Los cambios más significativos, en la superficie cubierta por diferentes usos del suelo, se dieron en la primera década analizada 1986-1996, siendo el incremento de la superficie de bosque el proceso de mayor envergadura. La cobertura de

Tabla 3. Matriz de transición Subcuenca Chavarría período 1986-2010.

		Estado inicial 1986			
		Cultivo	Bosque	Pastizal	Total
Estado final 2010	Cultivo	1,12	0,18	0	1,3
	Bosque	7,32	139,46	19,82	166,7
	Pastizal	1,14	11,02	75,11	87,26
	Total por Clases	9,63	150,69	94,93	
	Cambios	8,51	11,22	19,82	
	Diferencia	-8,33	16,01	-7,66	

Tabla 4. Matriz de transición Subcuenca Singuil período 1986-2010.

		Estado inicial 1986			
	Clases	Cultivo	Bosque	Pastizal	Total
Estado final 2010	Cultivo	27,68	6,95	7,55	42,21
	Bosque	5,54	205,04	85,52	296,13
	Pastizal	0	35,6	174,85	210,45
	Total	33,37	247,63	267,93	
	Cambios	33,37	42,59	93,08	
	Diferencia	-33,37	48,49	-57,48	

pastizal disminuyó a lo largo de todo el periodo mientras que los cultivos tuvieron comportamiento diferente en ambas cuencas. Por un lado, en la cuenca del Chavarría se observa una disminución de la superficie cultivada, mientras que en el Singuil se evidencia el aumento de esta. En la última década analizada los cambios de superficie tendieron a estabilizase siendo la cobertura boscosa la de mayor superficie en el área (Figura 2).

Discusión

El análisis del área tributaria del Embalse Escaba en el período 1986-2010 revela tendencias contrastantes en la superficie ocupada por las clases de uso y cobertura identificadas (Bosque, Pastizal y Cultivo). Se evidencia el incremento del área de cultivos en la cuenca del Singuil y su disminución en la del Chavarría. La superficie de bosques se incrementa en sectores previamente cubiertos por cultivos. Asimismo, se detecta la expansión de los bosques en áreas de pastizales de altura. De acuerdo con Grau y Aide (2008), en América Latina, se ha comprobado la existencia de procesos de Transición Forestal (TF) o transición ecológica. Los autores indican que la TF tiene lugar cuando la producción agrícola se concentra en las tierras más productivas y en paralelo, se da el abandono de la agricultura marginal. Estos cambios favorecen la recuperación de los boques y otros ecosistemas naturales. Según datos de los Censos Nacionales de Población del Instituto Nacional de Estadísticas

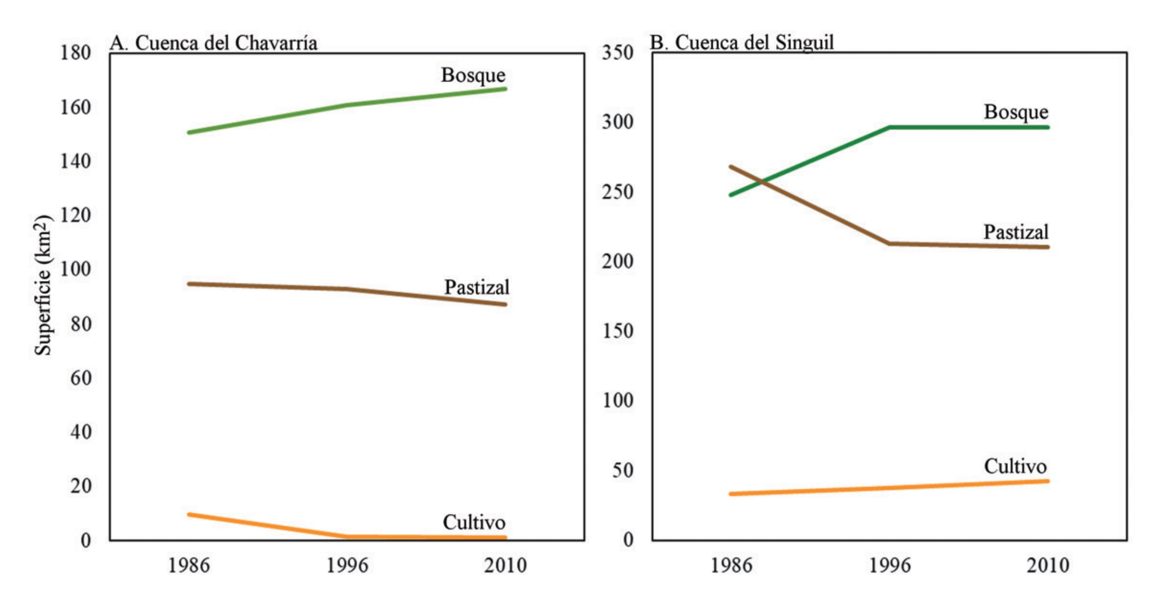


Figura 2. Cambios en el uso y cobertura del suelo durante el periodo 1986-2010. A) Subcuenca Chavarría. B) Subcuenca Singuil (modificado de Díaz Gómez y Gaspari, 2017).

y Censos (INDEC, 2001; 2010) y datos de los Censos Nacionales Agropecuarios 1988-2002 (INDEC, 2012), la población es rural y se ubica principalmente en los márgenes de los ríos. El 79% (53 personas) y el 82% (1123 habitantes) en el Chavarría y el Singuil, respectivamente, vivían hace 5 años en estas localidades, según datos del Censo Nacional de Población y Viviendas (Tabla 5). El departamento de Ambato (Catamarca), ubicado en la zona alta en la subcuenca Singuil, presentó una variación intercensal porcentual negativa de -1,4%, disminuyendo su población durante el periodo 2001-2010. Sin embargo, el departamento de Alberdi (Tucumán) ubicado en la cuenca baja del río Marapa, fue positiva de 7,2%, incrementando su población. Esto pone en evidencia un patrón de emigración de la población rural desde las zonas altas, que habría permitido la recuperación del bosque mientras que, en las zonas bajas, la intensificación del uso del suelo coincide espacialmente con el crecimiento poblacional. La disminución en las actividades ganaderas también habría influido en la regeneración de la vegetación natural y retroceso en las tasas de deforestación. Según los datos de los Censos Nacionales Agropecuarios 1988 y 2002 (INDEC, 2012) la existencia ganadera (porcino, caprino, bovino) por cabeza disminuyó 84% en el

Tabla 5. Distribución de la población y variación entre 2001-2010 en las cuencas de estudio.

	Subcuenca Singuil	Subcuenca Chavarría
Tipo de población	Rural	Rural
Población total (2001)	1067	360
Residencia en la localidad (5 años)	879	297
Departamento	Ambato	Alberdi
Variación relativa (2001-2010)	-1,46	
Variación absoluta (2001-2010)	-62	

departamento La Cocha y el 65 % en el departamento de Alberdi, correspondientes a las zonas de montaña. La disminución del ganado en la zona montañosa podría explicarse por la disminución de la población rural en el área de estudio. Al desaparecer este factor de presión, se favorece la regeneración vegetal como lo reconocen Ayarde y González (2013).

Los datos censales analizados sustentan la ocurrencia del proceso de transición forestal en las subcuencas de los ríos Singuil y Chavarría. En estas áreas, la disminución del área cultivada en el período 1986-2010 y la recuperación de bosques sobre sectores previamente cubiertos por cultivos estarían relacionadas al proceso de migración rural por parte de pobladores en busca de mejores oportunidades laborales. Además, la dificultad para el desarrollo de la agricultura tecnificada, debido a las condiciones naturales del terreno y a la dificultad para acceder a tecnologías modernas por parte de los agricultores en dichas regiones sería un factor determinante de la migración de pobladores rurales. Esto coincide con los factores socioeconómicos señalados por Mather y Needle (1998) quienes explican el proceso de transición forestal en otras regiones.

La trayectoria de los cambios de uso/cobertura de la tierra observados, es similar a la ocurrida en otras áreas de América Latina y el Caribe (Grau *et al*., 2003; Klooster, 2003; Aide & Grau, 2004; Bray & Klepeis, 2005; Grau & Aide, 2008; Redo *et al*., 2012; Aide *et al*., 2013). Por ejemplo, en Ecuador, donde el patrón espacial de deforestación se ubica en zonas con mayor accesibilidad por su cercanía a rutas y caminos, coincide con el abandono de actividades ganaderas lo cual ha favorecido la regeneración del bosque (Rudel *et al*., 2002). En el Norte Argentino, Nanni y Grau (2014) observaron cambios similares en la cuenca de Tapia-Trancas, durante el período 1986-2006 y relacionaron la recuperación de áreas boscosas a factores demográficos y a la complejidad topográfica. García, Carrillo y Gasparri (2011) observaron procesos de expansión agrícola en la zona baja de la cuenca del río Lules durante 1979-2008, acompañados de expansión forestal en las áreas montañosas. Estos trabajos corroboran la hipótesis de que el patrón de transición forestal es generalizable a la ecorregión de yungas y zonas adyacentes de Chaco del Noroeste Argentino (Grau *et al*., 2007).

En cuanto al proceso de expansión de bosques sobre sectores de pastizales de altura, en las subcuencas del río Singuil y Chavarría, este fenómeno ocurrió sobre un área aproximada de 64 km^2 durante el período 1986-2010. La expansión de la cobertura de bosques sobre pastizales, principalmente la expansión de parches de *Alnus acuminata*, podría estar relacionada al incremento de las precipitaciones a escala regional en las últimas décadas (Minetti & Lamelas 1995; Neukom *et al*., 2010; Aráoz & Grau 2010). Sin embargo, son necesarios estudios específicos sobre la composición y estructura de la cobertura boscosa de sectores montanos a escala de cuencas, así como del monitoreo de variables climáticas que puedan ser correlacionadas con los procesos observados.

Aunque los procesos detectados podrían generar una mejora en la calidad de los servicios ambientales brindados por las cuencas altas, especialmente en lo referido a la regulación de caudales hídricos, también, podrían promover la pérdida total de la cobertura de pastizal con implicancias ecológicas desconocidas hasta el momento

para la biodiversidad. No es posible predecir si esta tendencia persistirá en el tiempo, ya que responde a múltiples variables. Además, el avance del bosque sobre el pastizal en las cuencas tendría como consecuencia una mejor regulación de la captación del recurso hídrico. Díaz Gómez y Gaspari (2017) revelaron que la recuperación de bosques y su expansión en áreas de pastizal favorece la tasa de infiltración, reduciendo el escurrimiento superficial en las cuencas de los ríos Singuil y Chavarría e influyendo en el balance hídrico de las cuencas de aporte al embalse.

A pesar del buen estado de conservación de la vegetación natural, la regulación de caudales en estas cuencas presenta alteraciones estacionales evidentes, producto de eventos extremos de precipitación que conllevan a la destrucción de infraestructura en las zonas rurales y a la toma de medidas de manejo extremas en el dique Escaba. Estos fenómenos afectan localidades aguas abajo, como La Madrid y Graneros, con importantes pérdidas socioeconómicas (*La Gaceta*, 2017). Las cuencas de aporte al Embalse Escaba requieren del monitoreo continuo de caudales y planes concretos de manejo de la presa. El proceso de deforestación no parece ser una amenaza en estas cuencas, sin embargo, es necesario actualizar los monitoreos de la vegetación mediante técnicas de percepción remota como la realizada en este trabajo. En el futuro, la pérdida de cobertura natural podría vincularse a la expansión de áreas urbanas debido a las actividades turísticas.

En conclusión, las cuencas del rio Singuil y Chavarría presentaron el 80% de su área con cobertura boscosa en el año 2010, como consecuencia de procesos de recuperación y expansión de los bosques nativos en áreas previamente ocupadas por cultivos o pastizales naturales. Esto se relaciona con factores sociales y económicos como la migración rural y la expansión agrícola en áreas bajas de tierras más productivas, así como a fenómenos climáticos regionales. Los productos de teledetección y los métodos aplicados proveen una herramienta potente de análisis y fuentes de información accesibles para dar continuidad a estudios de cambio de uso del suelo en el área o en cuencas de la región afectadas por procesos similares.

Agradecimientos

A la Doctora Beatriz Tracanna por habernos convocado para este aporte al conocimiento del Embalse Escaba y su área de influencia.

Financiamiento

Este trabajo fue financiado por una Beca doctoral de CONICET.

Conflictos de interés

Las autoras declaran no tener ningún conflicto de interés.

Literatura citada

Abbondanza S., Ferral A., Laneve G., Marzialetti P., Platzeck G. 2018. Soil erosion in Sierras Chicas Córdoba: A RUSLE Model Analysis with Remote Sensing Data. 2018 IEEE Biennial Congress of Argentina (ARGENCON), San Miguel de Tucumán, Argentina, 2018, pp. 1-8. doi: 10.1109/ARGENCON.2018.8646242. Recuperado de http://ieeexplore.ieee.org/stamp/stamp.jsp?tp=&arnumber=8646242&isnumber=8645962

Aide T.M, Clark M., Grau H.R., Lopez Carr D. 2013. Deforestation and reforestation of Latin America and the Caribbean (2001–2010). Biotropica 45: 262-271.

Aide T.M., Grau H.R. 2004. Globalization, migration, and Latin American ecosystems. Science 305: 1915–1916.

Aráoz E., Grau H.R. 2010. Fire-mediated forest encroachment in response to climatic and land-use change in subtropical Andean treelines. Ecosystems 13: 992–1005.

Ayarde H., González J.A. 2013. Recuperación de la vegetación natural por exclusión de pastoreo en una zona de montaña del noroeste de Argentina. Lilloa 50: 37–49.

Banko G. 1998. A Review of Assessing the Accuracy of Classifications of Remotely Sensed Data and of Methods Including Remote Sensing Data in Forest Inventory (Interim Report IR-98-081) International Institute for Applied Systems Analysis. http://pure.iiasa.ac.at/5570

Bathurst J.C, Birkinshaw S.J., Cisneros Espinosa F., Iroumé, A. 2017. Forest impact on flood peak discharge and sediment yield in stream flow. En River System Analysis and Management. Singapore: Springer.

Blöschl G., Ardoin Bardin S., Bonell M., Dorninger M., Goodrich D., Gutknecht D., Szolgay J. 2007. At what scales do climate variability and land cover change impact on flooding and low flows?. Hydrological Processes 21: 1241-1247.

Bonilla-Moheno M., Aide T.M., Clark M.L. 2012. The influence of socioeconomic, environmental, and demographic factors on municipality-scale land-cover change in Mexico. Regional Environmental Chang 12 (3): 543-557.

Bray D.B., Klepeis P. 2005. Deforestation, forest transitions, and institutions for sustainability in Southeastern Mexico, 1900-2000. Environment and History 11, 195-223.

Brizuela A., Aguirre C., Velasco I. 2007. Aplicación de métodos de corrección atmosférica de datos Landsat 5 para análisis multitemporal. Memorias. Teledetección. Hacia un mejor entendimiento de la dinámica global y regional. Madrid, España, 21.

Brown A.D. 2009. Las selvas pedemontanas de las Yungas. Manejo sustentable y conservación de la biodiversidad de un ecosistema prioritario del Noroeste Argentino. En Selva Pedemontana de las Yungas. Historia natural, ecología y manejo de un ecosistema en peligro (11-36). Yerba Buena: Ediciones del Subtrópico.

Chander G., Markham B.L., Helder D.L. 2009. Summary of current radiometric calibration coefficients for Landsat MSS, TM, ETM+, and EO-1 ALI sensors. Remote Sensing of Environment 113: 893-903.

Chang C.C., Lin C.J. 2001. LIBSVM: a library for support vector machines. Recuperado de http://www.csie.ntu.edu.tw/~cjlin/papers/libsvm.pdf

Chávez P.S. 1988. An improved dark-object subtraction technique for atmospheric scattering correction of multispectral data. Remote Sensing of Environment 24: 459- 479.

Dale V.H. 1997. The relationship between land use change and climate change. Ecological Applications 7: 753-769.

Delgado M.I., Gaspari F.J., Kruse E.E. 2015. Land use changes and sediment yield on a hilly watershed in Central-East Argentina. Soil and Water Research 3: 189-197.

Díaz Gómez R. 2010. Cambios en la cobertura del territorio en la cuenca del río Marapa, entre 1977-2007, Tucumán. (Tesis de grado), Universidad Nacional de Tucumán.

Díaz Gómez R.D., Gaspari F.J. 2017. Modelización geoespacial del escurrimiento superficial en cuencas de las sierras del sudoeste, Tucumán, Argentina. Revista Estudios Ambientales 5: 29-47.

Foley J.A., DeFries R.S., Asner G.P., Barford C., Bonan G.B., Carpenter S.R., Chapin F.S., Coe M.T., Daily G.C., Gibbs H.K., Helkowski J.H., Holloway T., Howard E.A., Kucharik C.J., Monfreda C., Patz J.A., Prentice I.C., Ramankutty N., Snyder P.K. 2005. Global Consequences of Land Use. Science 309: 570 - 574.

Foody G.M. 2002. Status of land cover classification accuracy assessment. Remote Sensing of Environment 80: 185-201.

García A.K., Piriz-Carrillo V., Gasparri N.I. 2011. Cambio en la cobertura del suelo en la cuenca media y alta del río Lules. En la cuenca del río Lules: una aproximación multidisciplinaria a su complejidad (97-110). Tucumán: EDUNT.

Gaspari F.J., Díaz Gómez A.R., Delgado M.I., Senisterra G.E. 2015. Evaluación del Servicio Ambiental de provisión hídrica en cuencas hidrográficas del sudeste bonaerense, Argentina. Revista de la Facultad de Agronomía 114: 214-221.

Grau H.R., Aide M. 2008. Globalization and land-use transitions in Latin America. Ecology and Society 13: 1-12.

Grau H.R., Aide T.M., Zimmerman J.K., Thomlinson J.R., Helmer E., Zou X. 2003. The ecological consequences of socioeconomic and land-use changes in postagricultural Puerto Rico. Bioscience 53: 1159–1168.

Grau H.R., Gasparri N.I., Aide T.M. 2005. Agriculture expansion and deforestation in seasonally dry forests of north-west Argentina. Environmental Conservation 32: 140–148.

Grau H.R., Gasparri N.I., Morales M.M., Grau A., Aráoz E., Carilla J., Gutiérrez J. 2007. Regeneración ambiental en el noroeste argentino. Ciencia Hoy 17: 46-60.

Gomez C., White J.C., Wulder M.A. 2016. Optical remotely sensed time series data for land cover classification: A review. ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing 116: 55-72.

Gupta S.C., Kessler A.C., Brown M.K., Zvomuya F. 2015. Climate and agricultural land use change impacts on streamflow in the upper midwestern United States. Water Resources Research 51: 5301–5317.

Gutiérrez Angonese J., Grau H.R. 2014. Assessment of swaps and persistence in land cover changes in a subtropical periurban region, NW Argentina. Landscape and Urban Planning 127: 83–93.

Hansen M.C., Loveland T.R. 2012. A review of large area monitoring of land cover change using Landsat data. Remote Sensing of Environmen 122: 66-74.

INDEC. 2001. Censo Nacional de Población, Hogares y Viviendas Bases de datos. Censo 2001. Recuperado el 20 de noviembre de 2018 de https://www.indec.gob.ar/

INDEC. 2001. Censo Nacional de Población, Hogares y Viviendas Bases de datos. Censo 2001. Recuperado de https://www.indec.gob.ar/

INDEC. 2010. Censo Nacional de Población, Hogares y Viviendas. Bases de datos. Censo 2010. Recuperado el 18 de noviembre de 2015 de https://www.indec.gob.ar/

INDEC. 2012. Censo Nacional Agropecuario 1988-2002. Recuperado el 18 de noviembre de 2015 de https://sitioanterior.indec.gob.ar/cna_index.asp

INPE. 2014. Catálogo de imágenes. Recuperado el 5 de abril de 2014 de http://www.dgi.inpe.br/CDSR/

Kennedy R.E., Andréfouët S., Cohen W.B., Gómez C., Griffiths P., Hais M., Meigs G.W. 2014. Bringing an ecological view of change to Landsat based remote sensing. Frontiers in Ecology and the Environment 12: 339-346.

Kennedy R.E., Townsend P.A., Gross J.E., Cohen W.B., Bolstad P., Wang Y.Q., Adams P. 2009. Remote sensing change detection tools for natural resource managers: Understanding concepts and tradeoffs in the design of landscape monitoring projects. Remote Sensing of Environment 113: 1382-1396.

Kerr J.T., Ostrovsky M. 2003. From space to species: Ecological Applications for Remote Sensing. Trends in Ecology and Evolution 18: 299-305.

Klooster D. 2003. Forest Transition in Mexico: Institutions and Forests in Globalized Countryside. The Professional Geographe 55: 227-237.

Kuppel S., Houspanossian J., Nosetto M.D., Jobbágy E.G. 2015. What does it take to flood the Pampas? Lessons from a decade of strong hydrological fluctuations. Water Resources Research 51: 2937-2950.

Lambin E.F., Geist H.J., Lepers E. 2003. Dynamics of land-use and land-cover change in tropical regions. Annual Review of Environment and Resources 28: 205-241.

La Gaceta (31 de marzo de 2017). La crecida del Marapa y el desborde de Escaba mantienen en vilo a Graneros. Recuperado de https://www.lagaceta.com.ar/nota/724056/actualidad/crecida-marapa-desborde-escaba-mantienen-vilo-graneros.html, 10 de octubre de 2019.

Lopez R.D., Frohn R.C. 2017. Remote sensing for landscape ecology: New metric indicators. CRC Press.

López-Serrano P., Corral-Rivas J., Díaz-Varela R., Álvarez-González J., López-Sánchez C. 2016. Evaluation of radiometric and atmospheric correction algorithms for aboveground forest biomass estimation using Landsat 5 TM data. Remote Sensing 8: 369.

Mahmood R., Pielke R.A., Hubbard K.G., Niyogi D., Bonan G., Lawrence P., McNider R., McAlpine C., Etter A., Gameda S., Qian B.,Carleton A., Beltran-Przekurat A., Chase T., Quintanar A. I., Adegoke J.O., Vezhapparambu S., Conner

G., Asefi S., Sertel E., Legates D.R.,Wu Y., Hale R., Frauenfeld O.N., Watts A., Shepherd M., Mitra C., Anantharaj V. G., Fall S., Lund R., Nordfelt A., Blanken P., Du J., Chang H-I., Leeper R., Nair U.S., Dobler S., Deo R., Syktus J. 2010. Impacts of land use/land cover change on climate and future research priorities. Bulletin of the American Meteorological Society 91: 37-46.

Mantyka-Pringle C.S., Visconti P., Di Marco M., Martin T.G., Rondinini C., Rhodes J.R. 2015. Climate change modifies risk of global biodiversity loss due to land-cover change. Biological Conservation 187: 103-111.

Mather A.S., Needle C.L. 1998. The forest transition: a theoretical basis. Area 30: 117-124.

Mendoza E.A., González J.A. 2011. Las ecorregiones del Noroeste Argentino basadas en la clasificación climática de Köppen. Serie Conservación de la Naturaleza Nº 19.

Metzger M., Rounsevell M.D.A., Acosta-Michlik L., Leemans R., Schröter D. 2006. The vulnerability of ecosystem services to land use change. Agriculture, Ecosystems & Environment 114: 69-85.

Minetti J.L., Lamelas C.M. 1995. Respuesta regional de la soja en Tucumán a la variabilidad climática. RIAT 72: 63-68.

Molina A., Vanacker V., Brisson E., Mora D., Balthazar V. 2015. Multidecadal change in streamflow associated with anthropogenic disturbances in the tropical Andes. Hydrology and Earth System Sciences 19: 4201-4213.

Nagendra H., Munroe D.K., Southworth J. 2004. From pattern to process: landscape fragmentation and the analysis of land use/land cover change. Agriculture, Ecosystems & Environment 101: 111-115.

Nanni A.S., Grau H.R. 2014. Agricultural adjustment, population dynamics and forests redistribution in a subtropical watershed of NW Argentina. Regional Environmental Change 14: 641–1649.

Nanni A.S., Gasparri N.I., Grau H.R. 2015. Redistribution of forest biomass in an heterogeneous environment of subtropical Andes undergoing agriculture adjustment. Applied Geography Applied Geography 62: 107-114.

Neukom R., Luterbacher J., Villalba R., Küttel M., Frank D., Jones P.D., Grosjean M., Esper J., Lopez L., Wanner H. 2010. Multi centennial summer and winter precipitation variability in southern South America. Geophysical Research Letters 37: L14708.

Nosetto M.D., Jobbágy E.G., Brizuela A.B., Jackson R.B. 2012. The hydrologic consequences of land cover change in central Argentina. Agriculture, Ecosystems & Environment 154: 2-11.

Ochoa Tocachi B.F., Buytaert W., De Bievre B., Célleri R., Crespo P., Villacís M., Gil Ríos J. 2016. Impacts of land use on the hydrological response of tropical Andean catchments. Hydrological Processes 30: 4074-4089.

Paneque-Gálvez J., Mas J.F., Moré G., Cristóbal J., Orta-Martínez M., Luz A.C., Reyes-García V. 2013. Enhanced land use/cover classification of heterogeneous tropical landscapes using support vector machines and textural homogeneity. International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation 23: 372-383.

Paolini L., Grings F., Sobrino J.A., Jiménez Muñoz J.C., Karszenbaum H. 2006. Radiometric correction effects in Landsat multi-date/multi-sensor change detection studies. International Journal of Remote Sensing 27: 685-704.

Pielke Sr R.A., Pitman A., Niyogi D., Mahmood R., McAlpine C., Hossain F., Reichstein M. 2011. Land use/land cover changes and climate: modeling analysis and observational evidence. Wiley Interdisciplinary Reviews: Climate Change 2: 828-850.

Piquer-Rodríguez M., Butsic V., Gärtner P., Macchi L., Baumann M., Gavier Pizarro G.I., Volante J.N., Gasparri N.I., Kuemmerle T. 2018. Drivers of agricultural land-use change in the Argentine Pampas and Chaco regions. Applied Geography 91: 111-122.

Redo D.J., Grau H.R., Aide T.M., Clark M.L. 2012. Assymetric forest transition driven by the interaction of socioeconomic development and environmental heterogeneity in Central America. PNAS 109: 8839–8844.

Rogger M., Agnoletti M., Alaoui A., Bathurst J.C., Bodner G., Borga M., Holden J. 2017. Land use change impacts on floods at the catchment scale: Challenges and opportunities for future research. Water Resources Research 53: 5209-5219.

Rudel T.K., Bates D., Machinguiashi R. 2002. A tropical forest transition? Agricultural change, out-migration, and secondary forests in the Ecuadorian Amazon. Annals of the Association of American Geographers 92: 87–102.

Schroeder T.A., Cohen W.B., Song C., Canty M.J., Yang Z. 2006. Radiometric correction of multi-temporal Landsat data for characterization of early successional forest patterns in western Oregon. Remote Sensing of Environment 103: 16-26.

Srivastava P.K., Han D., Rico-Ramirez M.A., Bray M., Islam T. 2012. Selection of classification techniques for land use/land cover change investigation. Advances in Space Research 50: 1250-1265.

Turner B.L., Lambin E.F., Reenberg A. 2007. The emergence of land change science for global environmental change and sustainability. Proceedings of the National Academy of Sciences 104: 20666-20671.

Vanacker V., Bellin N., Molina A., Kubik P.W. 2014. Erosion regulation as a function of human disturbances to vegetation cover: a conceptual model. Landscape Ecology 29: 293-309.

Verburg P.H., Crossman N., Ellis E.C., Heinimann A., Hostert P., Mertz O., Nagendra H., Sikor T., Erb K.H., Golubiewski N., Grau R., Grove M., Konaté S., Meyfroidt P., Parker D.C., Chowdhury R.R., Shibata H., Thomson A., Zhen L. 2015. Land system science and sustainable development of the earth system: A global land project perspective. Anthropocene 12: 29-41.

Vicente-Serrano S.M., Pérez-Cabello F., Lasanta T. 2008. Assessment of radiometric correction techniques in analyzing vegetation variability and change using time series of Landsat images. Remote Sensing of Environment 112: 3916-3934.

Volante J.N., Alcaraz-Segura D., Mosciaro M.J., Viglizzo E.F., Paruelo J.M. 2012. Ecosystem functional changes associated with land clearing in NW Argentina. Agriculture, Ecosystems and Environment 154: 12– 22.

Wu T.F., Lin C.J., Weng R.C. 2004. Probability estimates for multi-class classification by pairwise coupling. Journal of Machine Learning Research 5: 975-1005.

Wulder M.A., Masek J.G., Cohen W.B., Loveland T.R., Woodcock C.E. 2012. Opening the archive: How free data has enabled the science and monitoring promise of Landsat. Remote Sensing of Environment 122: 2-10.

Zheng B., Myint S.W., Thenkabail P.S., Aggarwal R.M. 2015. A support vector machine to identify irrigated crop types using time-series Landsat NDVI data. International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation 34: 103-112.



CAPÍTULO 3

Variables fisicoquímicas del agua de Escaba, un embalse subtropical

Water physicochemical variables of Escaba, a subtropical reservoir

María de L. Gultemirian[1*], Beatriz C. Tracanna[2], María de los A. Taboada[3,4], Silvia N. Martínez De Marco[2,5], Virginia Mirande[2,5], Sara C. Isasmendi[2]

[1] Instituto de Biodiversidad Neotropical, Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Facultad de Ciencias Naturales e Instituto Miguel Lillo, Universidad Nacional de Tucumán, Horco Molle s/n, Yerba Buena, Tucumán, Argentina.
[2] Instituto de Limnología del Noroeste Argentino – ILINOA, Facultad de Ciencias Naturales e Instituto Miguel Lillo, Universidad Nacional de Tucumán, Miguel Lillo 205, (T4000JFE) San Miguel de Tucumán, Argentina.
[3] Instituto de Ecosistemas de Aguas Continentales-Área Biología Integrativa, Fundación Miguel Lillo. Miguel Lillo 251, (T4000JFE) San Miguel de Tucumán, Argentina.
[4] Unidad Ejecutora Lillo (UEL), CONICET. Miguel Lillo 251, (T4000JFE) San Miguel de Tucumán, Argentina.
[5] Sección Ficología, Instituto Criptogámico, Área de Botánica, Fundación Miguel Lillo, Miguel Lillo 251, (T4000JFE) San Miguel de Tucumán, Argentina.
* Autora para correspondencia: lgultemirian@gmail.com

Resumen

El objetivo de este estudio fue caracterizar los parámetros fisicoquímicos en la zona limnética del embalse Escaba y en los afluentes para determinar la calidad del agua. Se realizaron muestreos estacionales entre agosto de 2010 y mayo de 2012. Se midieron temperatura, transparencia, pH y conductividad eléctrica en campo, y en el laboratorio se analizaron oxígeno disuelto, demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5), principales componentes iónicos y los compuestos de nitrógeno y fósforo. El agua se clasificó como bicarbonatada cálcica-sódica con pH neutro a alcalino y estratificación térmica durante la primavera y el verano. El agua analizada se encontró bien oxigenada, excepto en el fondo de la zona limnética durante los meses de verano. La menor transparencia se midió en el río El Chorro en noviembre de 2011 (0,12 m) y el mayor grado de transparencia en el río Singuil durante el invierno de 2010 (4,1 m). Las aguas mostraron conductividades entre 83 y 186 $\mu S\ cm^{-1}$. El valor máximo de DBO_5 (183 mg L^{-1}) se midió en el río Singuil en la primavera de 2010. Los valores más altos para los diferentes compuestos de nitrógeno fueron los siguientes: 7 mg de NO_3^- L^{-1} en el fondo de la zona limnética en agosto de 2010, 0,07 mg de NO_2^- L^{-1} en el río Las Moras en mayo de 2011 y 1,8 mg de NH_4^+ L^{-1} en el río Chavarría en

marzo de 2011. Durante el verano de 2012, el ortofosfato alcanzó un valor de 0,22 mg de L^{-1} en el fondo de la zona limnética. La relación N / P reveló que el fósforo fue generalmente el factor limitante. Teniendo en cuenta los parámetros de N, P y transparencia, el ecosistema se clasificó como hipertrófico.

Palabras clave — Factores abióticos, calidad del agua, embalse Escaba, Tucumán, Argentina.

Abstract

The objective of this study is to characterize the physicochemical parameters present in the limnetic zone of the Escaba dam and the mouths of the tributaries to determine water quality. Seasonal samplings were carried out between August 2010 and May 2012. Temperature, transparency, pH and electrical conductivity were field measured, whereas dissolved oxygen, biochemical oxygen demand (BOD_5), major ion constituents, and nitrogen and phosphorus compounds were analyzed in the laboratory. The water was classified as calcium-sodium bicarbonate type with neutral to alkaline pH, and thermal stratification during spring and summer. The water analyzed was well oxygenated except for that coming from the bottom of the limnetic zone during the summer months. The lowest transparency was measured in El Chorro River in November 2011 (0.12 m) and the highest degree of transparency was recorded in Singuil River during the winter of 2010 (4.1 m). The water conductivity ranged between 83 and 186 $\mu S\ cm^{-1}$. Maximum BOD_5 value (183 mg L^{-1}) was measured in Singuil River in spring 2010. The highest values for the different nitrogen compounds were as follows: 7 mg NO_3^- L^{-1} at the bottom of the limnetic zone in August 2010, 0,07 mg NO_2^- L^{-1} in Las Moras River in May 2011 and 1.8 mg NH_4^+ L^{-1} in Chavarría River in March 2011. During the summer of 2012, orthophosphate reached a value of 0.22 mg L^{-1} at the bottom of the limnetic zone. The N/P ratio revealed that phosphorus was generally the limiting factor. Considering the N, P and transparency parameters, the ecosystem was classified as hypertrophic.

Keywords — Abiotic factors, water quality, Escaba dam, Tucumán, Argentina.

Introducción

En los últimos tiempos muchos recursos hídricos se encuentran afectados por una intensa actividad humana. Descargas industriales, uso de fertilizantes químicos en la agricultura y la utilización desorganizada de estos recursos ocasionan problemas en la calidad del agua (Woodward *et al*., 2012). Esta situación no es ajena a los sistemas acuáticos de la República Argentina y mucho menos en la provincia de Tucumán (Domínguez & Fernández, 1998; Cicerone & Hidalgo, 2007). Es por eso que proteger estos recursos y evaluar la calidad de los mismos resulta de vital importancia para poder hacer un uso eficiente de ellos. Uno de los sistemas hídricos que no es ajeno a estos procesos de degradación de la calidad del agua son los embalses que son construidos con muchos fines importantes.

El embalse Escaba en la cuenca del río Marapa, que pertenece al sistema hídrico del río Salí-Dulce de la provincia de Tucumán, fue construido para varios propósitos: reducción de inundaciones, regulación del volumen de agua para riego, producción de energía hidroeléctrica, recreación y desarrollo turístico (Rearte, 1981). Los principales cultivos en la zona son el tabaco, los cítricos y la caña de azúcar. El embalse tiene fluctuaciones hidrométricas cíclicas anuales que coinciden con la marcada estación seca en la provincia. Entre mayo y enero, la cota del embalse disminuye su nivel máximo, aproximadamente 30 m en promedio, y desde mediados de enero comienza a aumentar hasta que alcanza su nivel máximo nuevamente en mayo (Pantorrilla & Núñez Regueiro, 2006). El clima de la región es templado con inviernos secos y suaves y veranos cálidos, húmedos y lluviosos. La precipitación anual promedio es de aproximadamente 1200 mm mostrando los valores más altos en febrero (167 mm en promedio) y los más bajos en agosto (3 mm en promedio). La temperatura media anual es de 17,6 °C. Estas condiciones climáticas se ven favorecidas por la posición de las cadenas montañosas, que son perpendiculares a los vientos húmedos del este y del sureste. Estos vientos dejan su humedad en Tucumán, y los vientos secos siguen su camino hacia la provincia de Catamarca (Santillán de Andrés & Ricci, 1980).

El área del embalse comprende las estribaciones subandinas, una zona caracterizada por la eco-región de Yungas. La vegetación natural, ha sido modificada por diversas actividades antrópicas como el cultivo y la deforestación para leña y/o pastizales para pastoreo. Actualmente, uno de los principales problemas ecológicos es el ganado vacuno, ya que los animales se alimentan de la vegetación del bosque y lo deterioran gradualmente, permitiendo la introducción e instalación de especies exóticas, principalmente en el Bosque Chaqueño (Sirombra, 2003).

No existen datos limnológicos preexistentes sobre esta presa y, en consecuencia, el estudio actual nos permite conocer las fluctuaciones en los factores abióticos de uno de los entornos lénticos más importantes de la provincia de Tucumán. El objetivo del presente estudio fue analizar las variaciones espacio-temporales en los parámetros fisicoquímicos del embalse Escaba y las desembocaduras de sus afluentes, los ríos Chavarría, Las Moras, El Chorro y Singuil, para determinar la calidad del agua. Los resultados ayudarán a proporcionar información básica para evaluar el impacto de las actividades antrópicas que aumentan en el transcurso del tiempo. Además, estos datos serán de importancia para evaluar su relación con estudios biológicos y de esta manera conocer con mayor profundidad el funcionamiento en este sistema acuático.

Materiales y métodos

Área de estudio.— El sistema hidrográfico está representado por una de las cuencas más importantes de Tucumán, la del río Marapa, que pertenece al sistema hídrico del río Salí-Dulce.

El embalse Escaba se encuentra en una depresión estructural, limitada por la sierra de Escaba en el este, por las cumbres de Los Llanos y el cerro Quico al sur y al oeste por la sierra de Las Higueras. Recibe el agua de dos ríos principales con

régimen permanente, Chavarría en el norte y Singuil en el sur, y dos cursos más pequeños, los ríos Las Moras y El Chorro, que desembocan en el oeste del embalse (Fernández *et al.*, 2007). El río Chavarría nace en la meseta de Santa Ana desde donde discurre al sureste de la montaña Narváez. Por su parte, el río Singuil nace en la provincia de Catamarca, al oeste del Campo de Pucará y fluye hacia el oeste del mismo sistema montañoso donde recibe agua de numerosos afluentes. Gracias a una discontinuidad tectónica, este río fluye a través del sistema orográfico entre Narváez y las montañas de Balcozna, recibiendo afluentes orientales de la silleta de Las Higueras (Pantorrilla & Núñez Regueiro, 2006). La litología alrededor del embalse se caracteriza por la toba arenosa que en ciertos sectores puede presentar clastos de piedra pómez y formaciones de toba fina que se alternan con los bancos de toba (Fernández *et al.*, 2007). Los sitios de muestreo se representan en la Figura 1: **1)** río Chavarría (27°38,803' S; 65°47,229' W), a 640 m de altitud; **2)** río Las Moras (27°39,020'S; 65°47,197' W), 617 m; **3)** río El Chorro (27°39,984' S; 65°46,992' W), 632 m; **4)** río Singuil (27°40,631' S; 65°47,102' W), 630 m; **5)** zona limnética (27° 39,565' S; 65°45,954' W), 642 m.

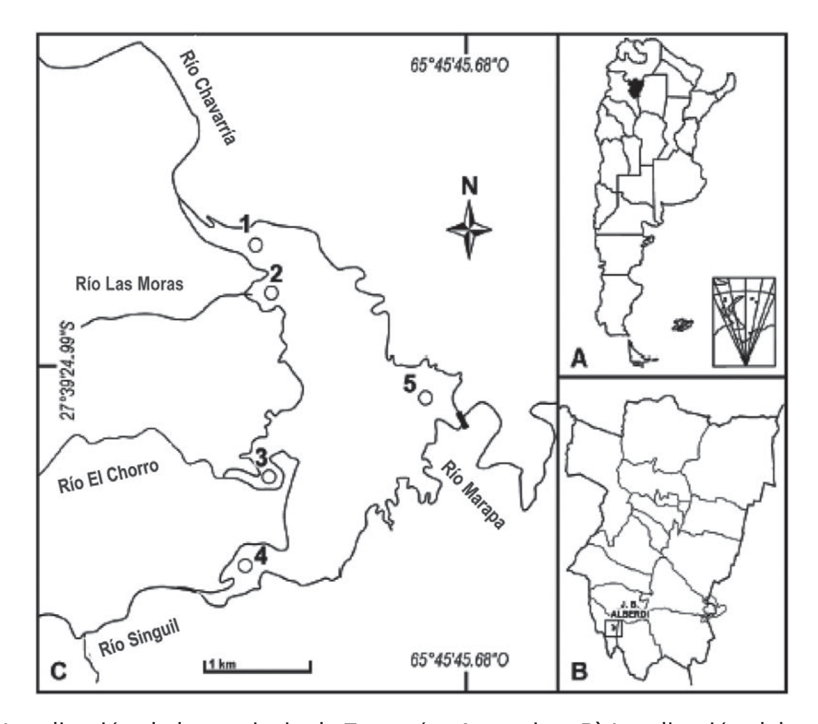


Figura 1. A) Localización de la provincia de Tucumán, Argentina. **B)** Localización del embalse Escaba en Tucumán. **C)** Área de estudio y sitios de muestreo: 1) río Chavarría, 2) río Las Moras, 3) río El Chorro, 4) río Singuil, 5) zona limnética del embalse.

Muestreo.— Se llevaron a cabo ocho campañas de muestreo estacionales entre agosto de 2010 y mayo de 2012 en el embalse de Escaba y las bocas de sus afluentes. En la zona limnética se tomaron muestras a dos profundidades: subsuperficial (0,20 m) y en el fondo. Es importante aclarar que la profundidad de este último sitio dependía del nivel del agua. La posición de los sitios de muestreo se obtuvo con un GPS (Garmin 48).

In situ se determinaron los siguientes parámetros: transparencia (Transp.; disco Secchi), profundidad (Prof.), temperatura del agua (T), pH y conductividad eléctrica (CE). Estas tres últimas variables se midieron con un analizador de agua digital portátil multiparamétrico (Water Quality Meter 850081, Sper Scientific). Las muestras para la determinación del oxígeno disuelto (OD) se fijaron en el campo y para analizar iones mayoritarios, demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5), compuestos nitrogenados y fosfato se extrajeron muestras en recipientes plásticos de 1,5 litros, las que fueron trasladadas al laboratorio en frío y oscuridad para su posterior tratamiento. Los iones mayoritarios se midieron en aguas bajas (agosto de 2010 y 2011) y en aguas altas (marzo de 2011 y 2012), mientras que todos los demás parámetros se determinaron estacionalmente.

En campo se midió la temperatura a 5 niveles diferentes en la zona limnética de la presa, teniendo en cuenta la profundidad máxima según la temporada. Las mediciones se llevaron a cabo por triplicado y estos datos se utilizaron para obtener un perfil térmico.

Análisis de muestras y datos.— La empresa Hidroeléctrica Tucumán S.A., proporcionó registros sobre precipitación, nivel y volumen de agua. Cabe mencionar que los datos de lluvia faltantes para diciembre de 2010, marzo, abril y diciembre de 2011 y abril y mayo de 2012 son el resultado de inconvenientes técnicos. Del mismo modo, los bajos niveles hidrométricos durante noviembre de 2011 y 2012 no nos permitieron tomar muestras de la desembocadura del río Las Moras.

Los análisis fisicoquímicos se llevaron a cabo según los métodos estándar de APHA (2005). El control de calidad de los procedimientos de muestreo y las determinaciones analíticas en el laboratorio se realizó de acuerdo con los estándares del IRAM (Instituto Argentino de Normas y Certificación) (29012-2, 1996; 29012-3, 1998; 301 / ISO 17025, 2005). Para la evaluación del tipo de agua se realizaron los Diagramas de Piper-Hill-Langelier y Stiff utilizando el programa Rockworks 15 (1983-2009). La relación entre el nitrógeno total y el fósforo total (TN / TP) se calculó teniendo en cuenta los valores (mg L^{-1}) obtenidos para cada variable y sus pesos atómicos (Margalef, 1983).

Además, se utilizó para el análisis de correlación no paramétrica según Spearman entre variables físicas y químicas, el software Statistica 6.0® (StatSoft, Inc., Tulsa, Oklahoma, USA) (Sokal & Rohlf, 1995). En el ACP se consideraron los siguientes parámetros: temperatura, profundidad, conductividad eléctrica, OD, DBO_5, nitrato, nitrito, amonio y ortofosfato (valores normalizados y estandarizados) utilizando una matriz de correlación. Los datos se procesaron usando el software arriba mencionado.

Resultados

Los valores mínimos para el nivel y el volumen del agua se obtuvieron en enero de 2012 con 603 msnm y 24,42 hm^3, respectivamente, mientras que los valores máximos se midieron en mayo con 628 msnm y 114,15 hm^3 (Figura 2A). El aporte del agua,

expresada en $m^3 s^{-1}$, osciló entre 1,59 en noviembre de 2011 y 56,23 en febrero de 2011. La precipitación promedio fluctuó entre 0,2 mm en septiembre de 2011 y 415,6 mm en febrero del mismo año, que también fue el mes con más lluvia durante el período analizado. Se observó una marcada diferencia entre los veranos de 2011 y 2012, el último fue mucho más seco. Además, octubre de 2011 fue atípico porque se registraron precipitaciones elevadas (Figura 2B).

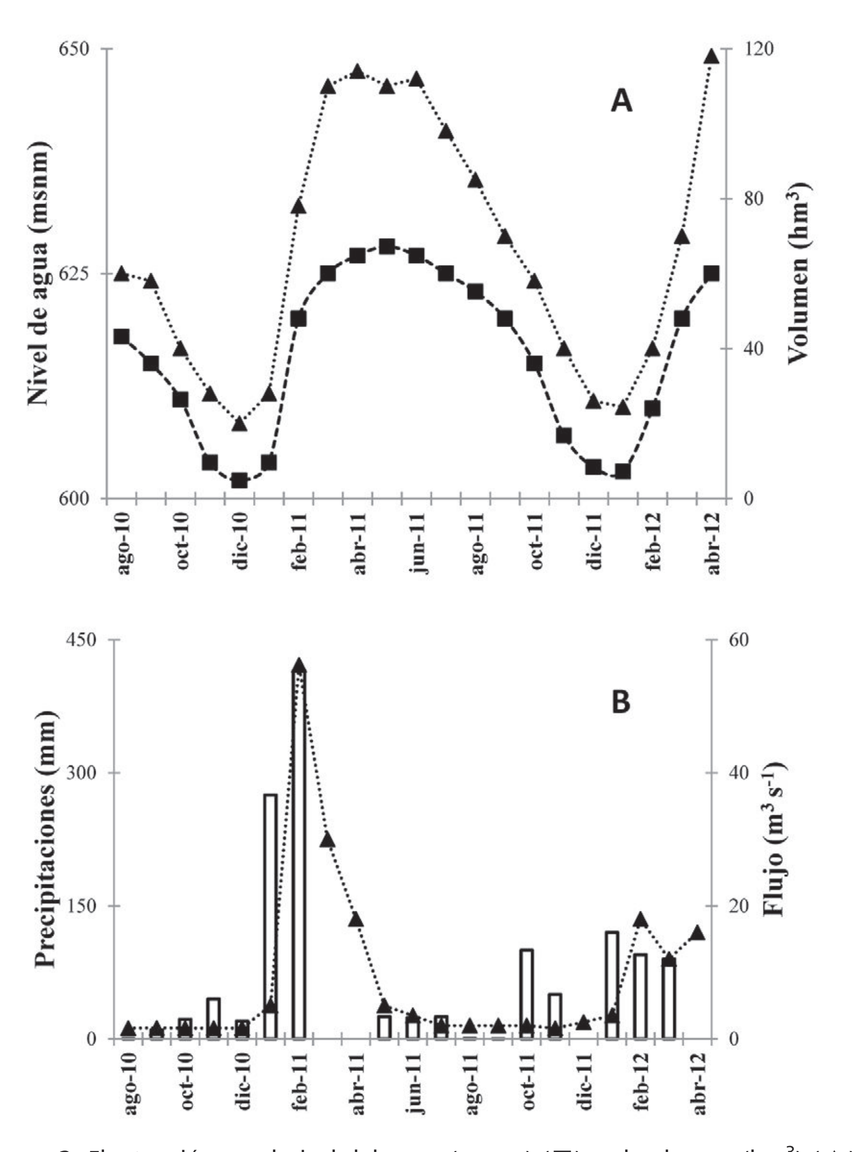


Figura 2. Fluctuación en el nivel del agua (msnm) (■) y el volumen (hm^3) (▲).

La Tabla 1 muestra las variables fisicoquímicas del embalse Escaba y las de sus afluentes. La conductividad eléctrica (CE) varió entre 83 $\mu S\ cm^{-1}$ para el río Chavarría en marzo de 2011 y 186 $\mu S\ cm^{-1}$ para el río Singuil en agosto de 2010. En general, se observaron mayores valores en la CE en los meses de aguas bajas coincidente con la mayor concentración de iones. La CE se correlacionó significativamente con cloruro (Cl^-), sodio (Na^+), magnesio (Mg^{2+}), calcio (Ca^{2+}), fosfato (PO_4^{3-}), nitrito (NO_2^-) y nitrato (NO_3^-) (Tabla 2).

Tabla 1. Datos fisicoquímicos de los ríos Chavarría, Las Moras, El Chorro, Singuil y la zona superficial y de fondo del embalse. Los datos corresponden a aguas bajas (Ago) y aguas altas (Mar) de dos años consecutivos. Hubo algunas muestras que no pudieron registrarse (s/d).

		CE ($\mu S\ cm^{-1}$)	T (°C)	pH	Alcalinidad (mg $CaCO_3\ L^{-1}$)	SO_4^{2-} (mg L^{-1})	Cl^- (mg L^{-1})	Ca^{2+} (mg L^{-1})	Mg^{2+} (mg L^{-1})	Na^+ (mg L^{-1})	K^+ (mg L^{-1})
Chavarría	Ago10	129	20	8,5	75	7	5	19	4	12	3
	Mar 11	83	24,9	9,2	77	4	4	14	3	11	3
	Ago 11	128	14,5	8,9	86	5	7	24	4,8	11	2,5
	Mar 12	122	26	9,5	77	5	7	13	4,8	11	4,5
Las Moras	Ago10	129	14	8,3	78	9	5	16	4	12	3
	Mar 11	90	26,7	9,5	78	5	4	12	3	10	4
	Ago 11	130	14,5	8,6	92	8	6	21	5,2	11	2,4
	Mar 12	116	27	9,5	85	5	7	30	4,6	9	4,4
El Chorro	Ago10	134	13	8,2	81	6	5	14	4	12	3
	Mar 11	104	25,9	9,1	80	6	4	16	3	11	4
	Ago 11	136	13,8	8,5	96	5	7	27	4,7	11	2,6
	Mar 12	114	28	9,3	92	5	6	26	4,6	11	4,2
Singuil	Ago10	186	13	8,4	81	32	6	18	4	19	3
	Mar 11	114	26	8,9	89	5	3	15	4	12	6
	Ago 11	148	13,5	8,5	90	5	7	27	5	12	2,6
	Mar 12	115	27	7,8	92	5	5	27	4,6	12	4,5
Superficie	Ago10	127	13	8,1	81	10	4	16	5	11	2
	Mar 11	100	22	9,1	80	5	4	13	3	12	3
	Ago 11	140	13	7,8	80	5	9	23	5,4	12	2,5
	Mar 12	121	25	8,9	78	5	7	16	4,5	11	3,3
Fondo	Ago10	s/d	14	7,9	81	9	4	16	4	12	3
	Mar 11	s/d	23	7,1	86	5	4	18	3	11	3
	Ago 11	s/d	13	7,7	92	5	7	27	4,8	10	2,3
	Mar 12	133	19,5	7,3	93	5	7	29	5,1	11	4,1

El agua analizada fue neutra a alcalina ya que los valores de pH oscilaron entre 7,3 en el fondo de la zona limnética y 9,5 en los ríos Chavarría y Las Moras (Tabla 1). El pH se correlacionó negativamente con la alcalinidad y profundidad y, de manera positiva con el OD.

Según los diagramas de Piper-Hill-Langelier, la composición iónica de las aguas del embalse y sus tributarios fue bicarbonatada cálcica-sódica (Figura 3). La alcalinidad total osciló entre 75 mg $CaCO_3\ L^{-1}$ en el río Chavarría en agosto de 2010 y 96 mg $CaCO_3\ L^{-1}$ en El Chorro en agosto de 2011. Los valores de Ca^{2+} fluctuaron entre 12 y 30 mg L^{-1} en Las Moras en marzo de 2011 y 2012 respectivamente, mientras que la concentración de Na^+ se mantuvo bastante estable (9-12 mg L^{-1}) durante todo el período estudiado, excepto el río Singuil en agosto de 2010, cuando se observó el valor máximo (19 mg L^{-1}). Con respecto a los otros iones analizados, las concentraciones de Mg^{2+} fueron ligeramente más altas que las de potasio (K^+) tal como corresponde para sistemas de estas características. El sulfato (SO_4^{2-}) presentó valores

Tabla 2. Coeficientes de correlación de Spearman de las variables registradas. La tabla muestra los valores significativos de correlación entre las métricas ($p < 0,05$), mientras que los valores altamente significativos ($p < 0,01$) están marcados con un asterisco.

	Mg^{2+}	Ca^{2+}	K^+	Na^+	Cl^-	SO_4^{2-}	HCO_3^-	PO_4^{3-}	NH_4^+	NO_2^-	NO_3^-	OD	DBO	Transp	Prof	T	pH	CE
CE	0,59*	0,45		0,42	0,61*			0,61*		-0,33	0,43*							1
pH							-0,56*					0,49*			-0,63*		1	
T			0,82*										0,77*	-0,71*		1		
Prof															1			
Transp			-0,64*			0,58*							-0,77*	1				
DBO	-0,40		0,75*			-0,54							1					
OD										-0,35		1						
NO_3^-								0,46*			1							
NO_2^-								-0,33		1								
NH_4^+								0,33	1									
$PO4_3^-$			-0,51					1										
HCO_3^-		0,70*					1											
SO_4^{2-}						1												
Cl^-	0,73*	0,62*			1													
Na^+				1														
K^+			1															
Ca^{2+}	0,60*	1																
Mg^{2+}	1																	

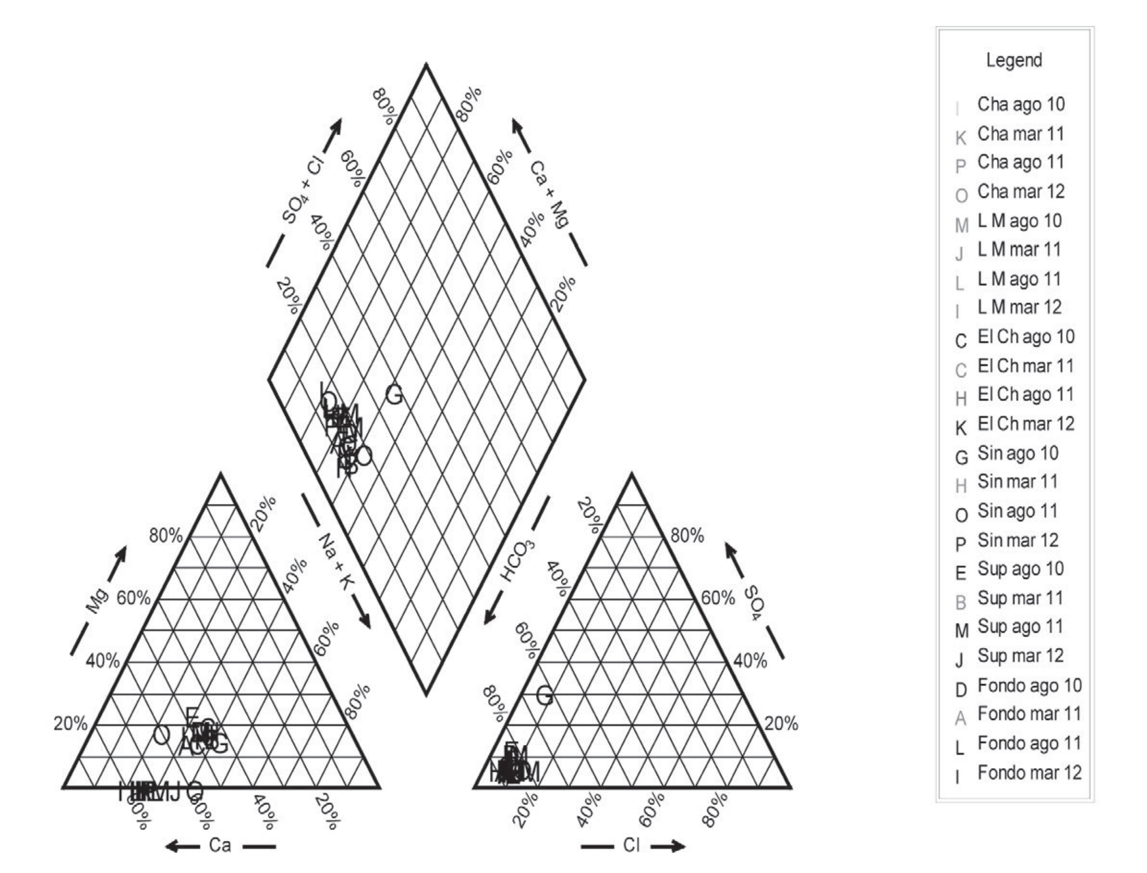


Figura 3. Diagrama de Piper. Río Chavarría (Cha), río Las Moras (L M), río el Chorro (El Ch), río Singuil (Sin), zona limnética superficial (Sup), zona limnética fondo (Fondo).

sin demasiadas variaciones (9-12 mg L^{-1}) durante todo el período evaluado, excepto el río Singuil en agosto de 2010, donde cabe aclarar que también se corresponde con los valores máximos de CE. Las concentraciones de Cl^- mostraron el mismo comportamiento del sulfato con valores entre 3 y 9 mg L^{-1}.

Se observaron correlaciones altamente significativas para Cl^- y Mg^{2+} y entre Cl^-y Ca^{2+}. Además, el HCO_3^- presentó correlaciones con Ca^{2+}. De manera similar, la Tabla 2 muestra otras asociaciones de los principales componentes iónicos con conductividad eléctrica, DBO_5, OD, pH, temperatura y transparencia.

La Figura 4 representa el diagrama de Stiff para comparar los meses de aguas bajas y altas en los diferentes afluentes y la zona limnética. Con este gráfico se puede observar que todos los sitios analizados registraron agua del tipo bicarbonatada cálcica-sódica, siendo más importante la presencia de Na^+ en el río Singuil. Asimismo, esta figura permitió determinar un mismo rango de CE en todos los sitios, debido a la similitud de tamaño en los paralelogramos (Figura 4).

La Figura 5 muestra el perfil térmico en la zona limnética donde pueden observarse períodos de mezcla en otoño e invierno y de estratificación en los meses cálidos de los dos años analizados. Por otra parte, la temperatura de los sitios seleccionados mostró una distribución estacional con valores máximos que se registraron durante los meses cálidos y valores mínimos durante los meses fríos (Tabla 1). Se encontraron correlaciones altamente significativas con DBO_5, potasio y transparencia (Tabla 2).

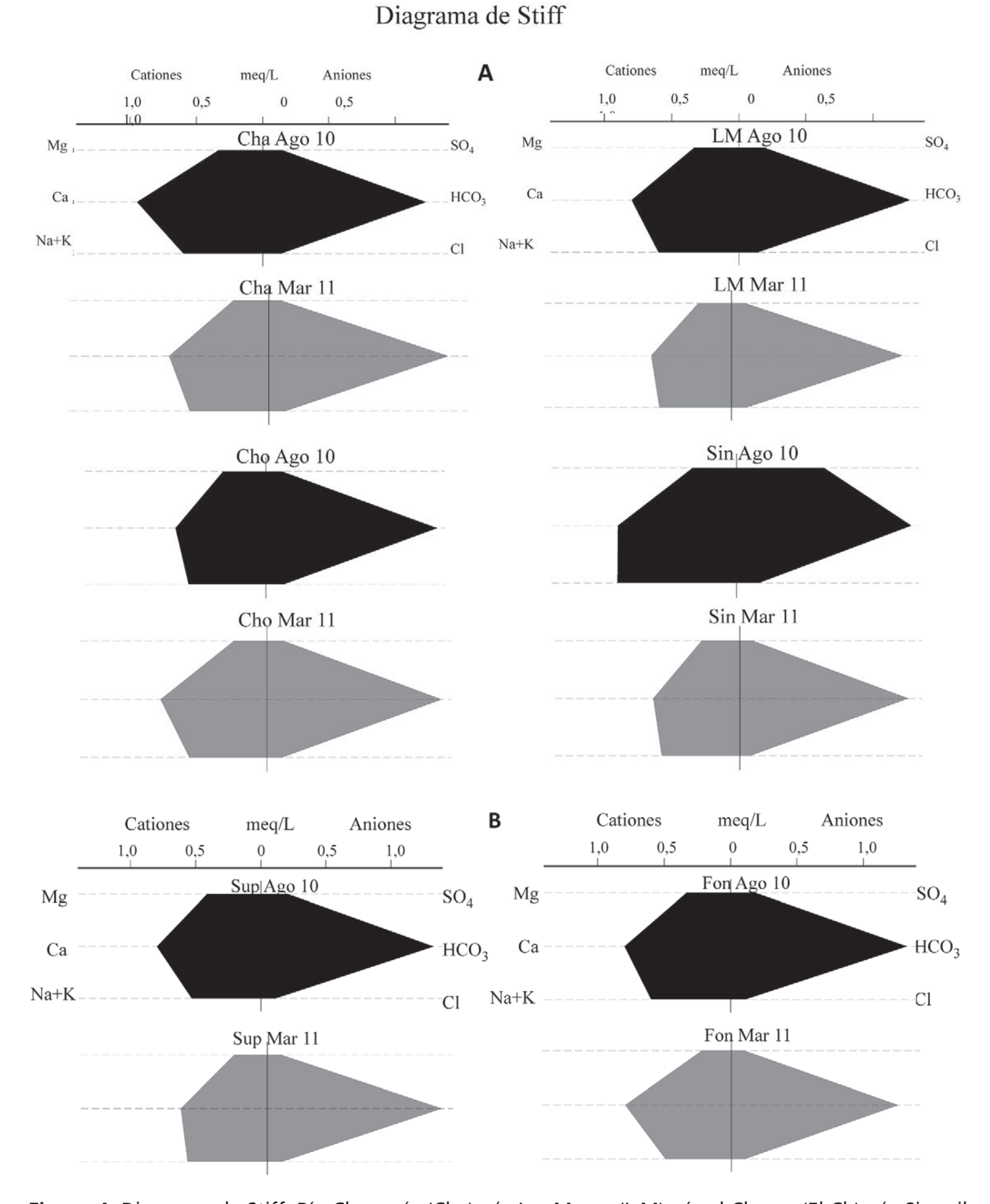


Figura 4. Diagrama de Stiff. Río Chavarría (Cha), río Las Moras (L M), río el Chorro (El Ch), río Singuil (Sin) (A); zona limnética superficial (Sup), zona limnética fondo (Fon) (B).

La Tabla 3 muestra los valores estacionales de profundidad, transparencia, DBO_5 y OD. Se pudo observar una gran variabilidad en la profundidad del reservorio durante todo el período estudiado. Los niveles de agua extremadamente bajos en noviembre de ambos años (2010 y 2011) hicieron imposible tomar muestras de la desembocadura del río Las Moras. La profundidad máxima en la zona limnética se observó en mayo de 2012 con 39 m, mientras que la mínima de 18 m se registró en noviembre de 2010. Las profundidades en las desembocaduras de los ríos fueron

Tabla 3. Valores estacionales de Profundidad, Transparencia, DBO_5 y OD.

Sitios	Fecha	Profundidad (m)	Transparencia (m)	DBO_5 ($mgO_2 L^{-1}$)	OD ($mg L^{-1}$)
Chavarría	Ago10	5	285	< 5	10,8
	Nov 10	7	40	56	14,2
	Mar 11	9	41	20	14,3
	May 11	9,8	67	< 5	7,8
	Ago 11	2	99	< 5	12,2
	Nov 11	3	64	7	7,2
	Mar 12	4,7	32	13	10,2
	May 12	9,9	32	< 5	8,1
Las Moras	Ago10	1,85	185	< 5	11,4
	Mar 11	9	50	46	14,3
	May 11	2,3	88	14	10,1
	Ago 11	4,5	177	< 5	11,2
	Mar 12	1,3	177	6	11,1
	May 12	5,5	79	5	7,8
El Chorro	Ago10	6	150	< 5	11,6
	Nov 10	5	39	32	14,5
	Mar 11	5	28	47	13,1
	May 11	2,5	31	49	9,2
	Ago 11	1,8	152	< 5	10
	Nov 11	1,1	12	13	4,5
	Mar 12	1,3	28	59	12
	May 12	3,7	55	< 5	6,5
Singuil	Ago10	4,1	405	< 5	10,1
	Nov 10	5,5	15	183	8,2
	Mar 11	7	31	51	10,1
	May 11	2,6	50	10	9,4
	Ago 11	2,2	61	6	10,2
	Nov 11	1,1	36	7	5,2
	Mar 12	4	27,5	22	7,1
	May 12	8,2	89,5	< 5	7,6
Zona Limnética (superficie)	Ago10		214,5	< 5	10,8
	Nov 10		51	16	7,1
	Mar 11		74	12	9,6
	May 11		77,5	< 5	5,7
	Ago 11		240	< 5	7,8
	Nov 11		73	9	5,7
	Mar 12		63,5	8	6,8
	May 12		146	5	5
Zona Limnética (fondo)	Ago10	s/d		< 5	9,1
	Nov 10	17,7		19	4,7
	Mar 11	23		12	7
	May 11	36,5		< 5	4,3
	Ago 11	33		< 5	7,3
	Nov 11	20		14	3,1
	Mar 12	30,3		8	3,9
	May 12	39		< 5	2,7

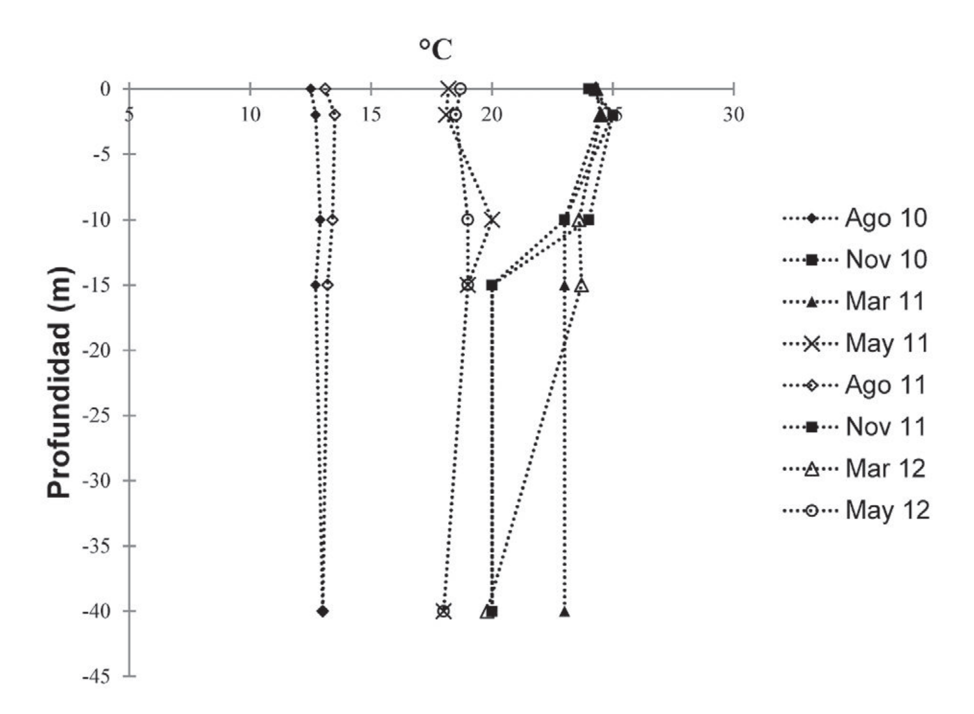


Figura 5. Perfil térmico de la zona limnética del embalse.

diferentes con valores de 1,1 m en los ríos El Chorro y Singuil en noviembre de 2011 y 10 m en el río Chavarría en mayo de 2011 y 2012 (Tabla 3). La profundidad tuvo una correlación negativa altamente significativa con el pH (Tabla 2).

Los registros mínimos de transparencia fluctuaron entre 12 cm (río El Chorro, primavera de 2011) y 51 cm (zona limnética, primavera de 2010), mientras que los valores máximos fueron más variables y oscilaron entre 150 y 410 cm en los ríos El Chorro y Singuil en el invierno de 2011 y 2010, respectivamente (Tabla 3). Esta variable se correlacionó con la temperatura, DBO_5 y potasio.

Durante los meses calurosos se observó un descenso en los valores de oxígeno disuelto en la zona limnética (fondo), llegando a registrarse un mínimo de 2,7 mg L^{-1} en otoño de 2012. En las estaciones restantes el agua tuvo una buena oxigenación, alcanzando 10,8 mg L^{-1} en la zona limnética (superficie) en agosto de 2010. En los afluentes, los valores de OD fluctuaron entre 6,5 y 14,5 mg L^{-1}, excepto en noviembre de 2011, cuando se registraron valores mínimos de 4,5 y 5,2 mg L^{-1} en los ríos El Chorro y Singuil, respectivamente (Tabla 3). El OD se correlacionó con el pH y nitrito

Las mediciones de DBO_5 de todos los sitios analizados fueron $\leq$ 5 mg L^{-1} en los meses de invierno de 2010 y 2011 y en el otoño de 2012. En mayo de 2011 se obtuvieron valores $\leq$ 5 mg L^{-1} en la zona limnética y en el río Chavarría, mientras que los registros de DBO_5 para el resto de los tributarios oscilaron entre 10 y 49 mg L^{-1}. El valor máximo, 183 mg L^{-1}, se registró en el río Singuil en la primavera de 2010. En verano, los datos de DBO_5 de los afluentes fueron muy diferentes, en 2011 fluctuaron entre 46 y 51 mg L^{-1}, a excepción del río Chavarría con 20 mg L^{-1}, mientras que en 2012 los registros oscilaron entre 6 y 22 mg L^{-1}, y solo el río El Chorro alcanzó 59 mg L^{-1}. Para este período se obtuvieron valores de 8 y 12 mg L^{-1}

en la zona limnética (Tabla 3). La DBO_5 se correlacionó con temperatura, potasio, transparencia, sulfato y magnesio (Tabla 2).

Las concentraciones máximas de NO_3^- se observaron en agosto y noviembre de 2010 en todos los sitios estudiados, alcanzando 7 mg L^{-1} en el fondo de la zona limnética, mientras que los registros mínimos se obtuvieron en marzo de 2012, a excepción de los ríos Chavarría y el fondo de la zona limnética (Figura 6A). En comparación con otros compuestos de nitrógeno, las concentraciones de NO_2^- durante la mayor parte del período analizado fueron inferiores a 0,007 mg L^{-1}, excepto en mayo de 2011 y 2012 en donde tanto los tributarios como las dos zonas del embalse presentaron los valores más altos llegando a 0,05 mg L^{-1} para la zona limnética superficial y fondo y 0,06 mg L^{-1} para los ríos Chavarría y Las Moras (Figura 6B). El valor mínimo de NH_4^+ fue inferior a 0,013 mg L^{-1} y se observó principalmente durante noviembre de 2010, mayo de 2011 y 2012 y agosto de 2011. En general, los valores oscilaron entre 0,02 mg L^{-1} (río Chavarría, agosto de 2010 y mayo 2011 y 2012, río Las Moras, agosto de 2010, zona limnética superficial, agosto de 2010) y 1,8 mg L^{-1} (río Chavarría, marzo de 2011). Todos los sitios mostraron un aumento en NH_4^+ durante la primavera de 2011 con datos diferentes a los otros meses analizados (Figura 6C). La Figura 6D muestra que, en general, los registros de fosfato fueron inferiores a 0,05 mg L^{-1} y los valores máximos fluctuaron entre 0,14 mg L^{-1} (río Singuil, noviembre de 2010 y la zona limnética superficial, noviembre de 2011) y 0,22 mg L^{-1} (fondo de la zona limnética, marzo de 2012). En el 80% de las mues-

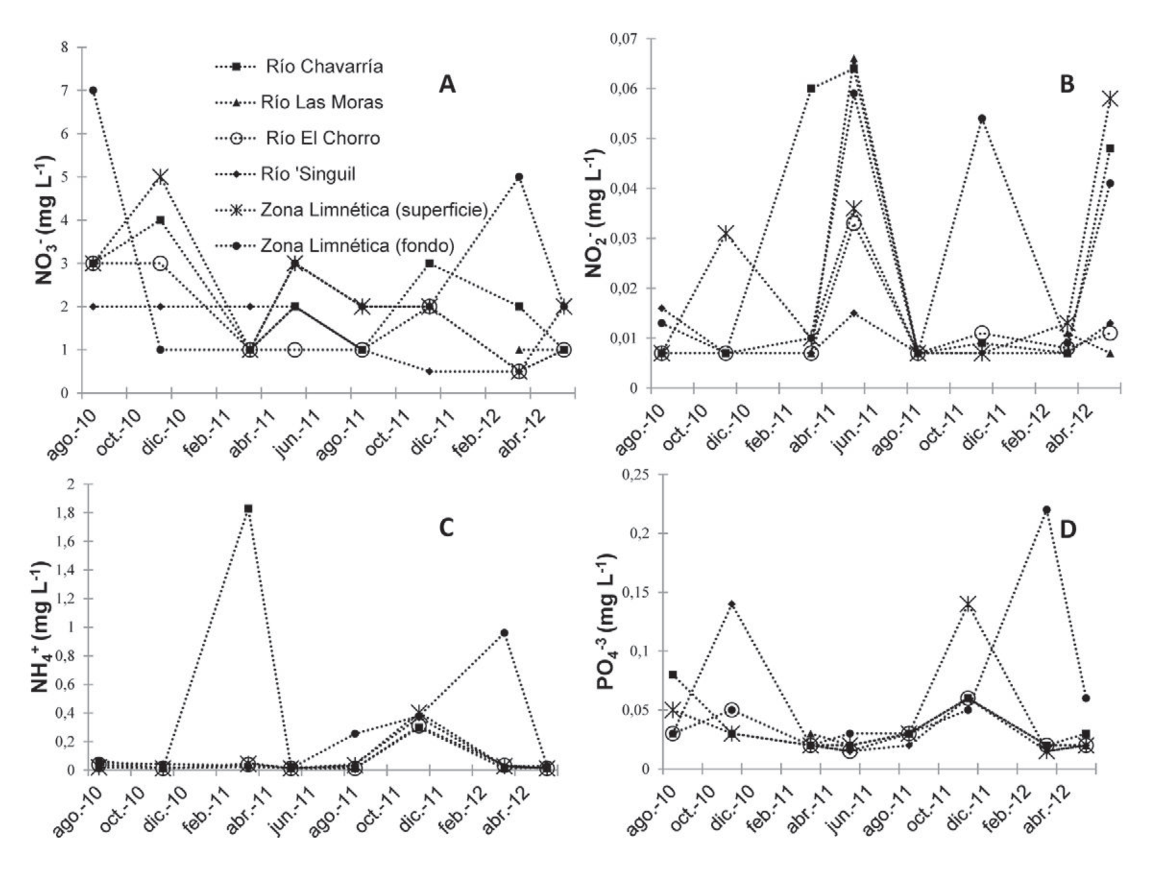


Figura 6. Fluctuaciones de nitrato (A), nitrito (B), amonio (C) y fosfato (D) de la zona limnética del embalse y sus tributarios.

tras, la proporción de nitrógeno total / fósforo total (NT/PT) varió entre 26 y 158 y el valor más bajo se registró en el fondo de la zona limnética en mayo de 2011. Se observaron correlaciones entre NO_3^- con CE y PO_4^{3-}, mientras que, el NO_2^- se asoció con PO_4^{3-}, CE y OD. El amonio sólo se correlacionó con ortofosfato.

A partir del ACP se pudo apreciar que los tres primeros componentes explicaron el 62% de la variabilidad de los datos, lo que contribuyó con 23, 21 y 18% de la varianza total. Los ejes 1 y 2 contribuyeron a la separación de los sitios según las estaciones. Las muestras de primavera se organizaron hacia el cuadrante inferior izquierdo y las de verano hacia el cuadrante inferior derecho, a excepción del fondo de la zona limnética en marzo de 2012. Por el contrario, las muestras correspondientes a otoño e invierno se separaron hacia los cuadrantes superiores. Las variables que contribuyeron al Eje 1 fueron ortofosfato, oxígeno disuelto (OD), nitrato y amonio (coeficientes de correlación intra-set: -0.82, 0.59, -0.57, -0.56, respectivamente). En el componente 2, la DBO_5 y la temperatura contribuyeron con coeficientes de correlación de -0.86 y -0.79, respectivamente (Figura 7).

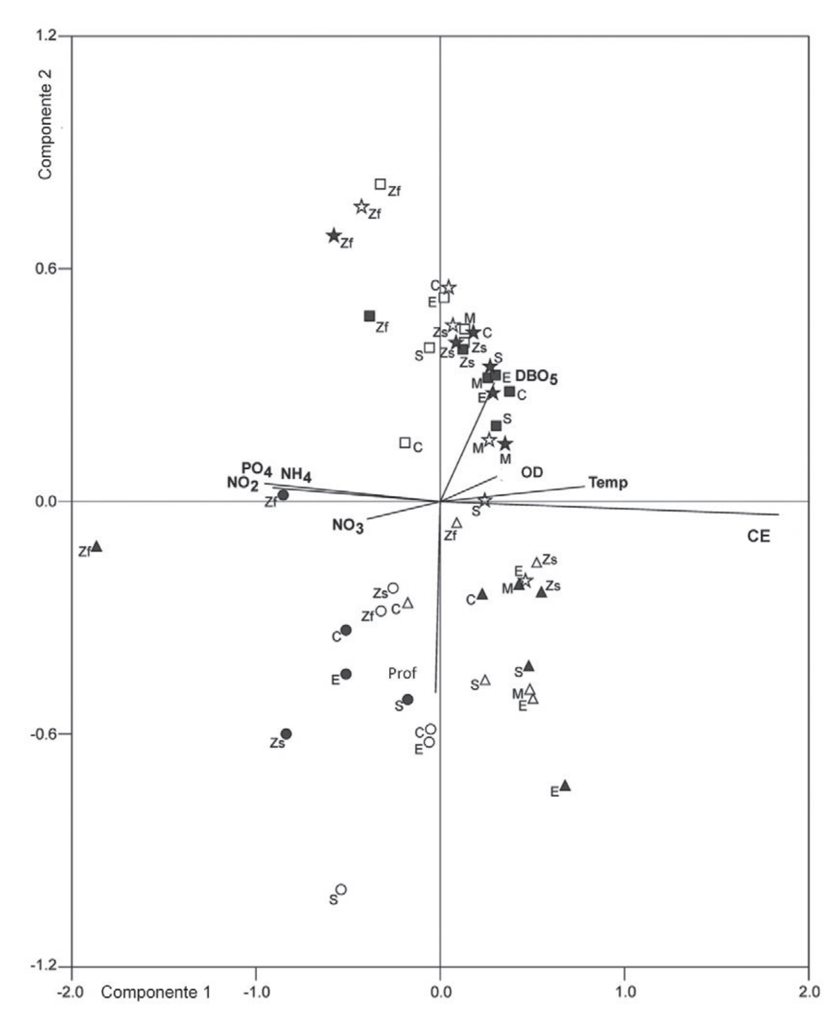


Figura 7. Análisis de Componentes Principales de la zona limnética y los tributaries del embalse Escaba. Embalse en relación a las variables fisicoquímicas (C = R. Chavarria; M = R. Las Moras; E = R. El Chorro; S = R. Singuil; Zs = zona limnética (subsuperficial); Zf = zona limnética (fondo)). (Invierno 2010 = □; Primavera 2010 = ○; Verano 2011 = △; Otoño 2011 = ☆; Invierno 2011 = ■; Primavera 2011 = ●; Verano 2012 = ▲; Otoño 2012 = ★).

Discusión y conclusión

El embalse Escaba tuvo fluctuaciones hidrométricas estacionales coincidentes con el régimen de precipitaciones de la provincia, que definen dos etapas: verano-otoño (elevado registro pluviométrico) e invierno-primavera (bajo nivel de lluvias). Las variaciones en el nivel, el volumen y el flujo del agua coincidieron con las observadas en otros sistemas lénticos, tanto de la provincia como de otros lugares (Tracanna *et al*., 2006; Seeligmann & Tracanna, 2009; Luo *et al*., 2019). Durante este estudio, el embalse mostró fluctuaciones cíclicas anuales de la altura del agua, lo que se corresponde con la marcada estación seca de la región, a pesar de que las precipitaciones registradas para el verano de 2011 triplicaron los valores observados durante la misma temporada en 2012. Esto coincide con datos analizados anteriormente mostrando que en el período comprendido entre los meses de mayo-enero, el nivel del agua desciende desde la cota máxima hasta más de 30 m promedio, aumentando a partir de la segunda quincena de enero hasta abril, hasta alcanzar nuevamente la cota máxima (Pantorrilla & Núñez Regueiro, 2006).

Los valores de pH más altos observados cerca de la superficie de la presa podrían estar directamente relacionados con el proceso de fotosíntesis que consume CO_2, disminuyendo la cantidad de ácido carbónico en el agua y, por consiguiente, produciendo un aumento en los valores de pH (Weiner, 2008). En diferentes lagos de todo el mundo se ha observado una relación entre los valores altos de pH y la capacidad de ciertos miembros de fitoplancton como los géneros *Ceratium*, *Anabaena y Microcystis* para capturar CO_2 (Mancini *et al*., 2011). Los valores elevados de pH podrían estar relacionados con el dominio de *Ceratium hirundinella* (O. F. Müll.) Dujardin, lo cual fue observado durante la mayoría de los meses estudiados. La disminución de CO_2 hace que se altere el equilibrio químico de la formación de ácido carbónico, disminuyendo la concentración del mismo y por consiguiente aumenta el pH del medio acuoso.

Con respecto a la conductividad eléctrica y de acuerdo con la clasificación de Rodier (1990), el agua presentó una mineralización leve durante la mayor parte de este estudio. Esto se debe al hecho de que las sales de las rocas cristalinas del fondo metamórfico apenas se disuelven por precipitación y, además, el agua ha recorrido muy poca distancia para estar en contacto significativo con el sedimento y provocar la liberación de los iones (Appelo & Postma, 2005). Por lo tanto, la conductividad está determinada exclusivamente por la disolución de los minerales que caracterizan la litología de la región. De manera similar, la clasificación bicarbonatada cálcica-sódica de este reservorio concuerda con la composición relativa de los cuerpos de agua dulce en todo el mundo (Margalef, 1983), que sería el resultado de la disolución incongruente de la plagioclasa. Por otro lado, esta variable solo permitió una diferenciación temporal afectada principalmente por las altas temperaturas, donde aumenta la evaporación, lo que se puede demostrar con la relación inversa entre el nivel del agua y la conductividad (Weiner, 2008). Este resultado coincide con lo observado en otros estudios (Luo *et al*., 2019; Elahcene *et al*., 2020).

Según la clasificación de Margalef (1983), el embalse Escaba puede caracterizarse como monomíctico cálido con estratificación térmica en primavera-verano, una

clasificación que puede aplicarse a la mayoría de los reservorios artificiales en el centro y norte de Argentina (Boltovskoy & Foggetta, 1985; Locascio de Mitrovich *et al.*, 1997; Bazán *et al.*, 2004; Salusso, 2005; Tracanna *et al.*, 2006; Seeligmann & Tracanna, 2009).

Se registró la máxima transparencia en invierno, que coincide con el período de bajo nivel de agua, mientras que la disminución en esta variable observada en primavera y verano podría atribuirse, entre otros factores, al aumento de sólidos en suspensión, lo que concuerda con estudios en otros embalses en Tucumán, como el Dr. C. Gelsi (Tracanna *et al.*, 2006) y La Angostura (Seeligmann & Tracanna, 2009), y además la influencia de las algas (Margalef, 1983; Ordoñez Salinas, 2010; Elahcene *et al.*, 2020). Estos datos coinciden con la fuerte correlación negativa entre temperatura y transparencia registradas en este trabajo.

El oxígeno disuelto es un parámetro importante para determinar la calidad del agua. La concentración de oxígeno en la zona limnética durante los meses cálidos presentó un gradiente con concentraciones más altas en el epilimnion y un déficit en estratos más profundos sin alcanzar condiciones anóxicas, lo cual estuvo en concordancia con la estratificación del embalse. Esta disminución podría atribuirse al proceso de degradación de la materia orgánica, causada por una considerable acumulación de vegetación muerta y temperaturas elevadas (Peralta & León, 2006; Luo *et al.*, 2019; Elahcene *et al.*, 2020). Estos resultados concuerdan con los valores de pH más altos medidos en la zona superficial de la presa debido al proceso de fotosíntesis que libera oxígeno al medio durante los meses de verano (Weiner, 2008). Lo que sucede es que la radiación solar favorece el proceso de fotosíntesis en la superficie del embalse, disminuyendo la concentración de CO_2, lo que lleva a un incremento del pH por los procesos de equilibrio químico que involucran al ácido carbónico. A su vez el proceso de fotosíntesis libera oxígeno y por eso encontramos incremento de este parámetro en la superficie. Esto se confirma por la significativa correlación positiva encontrada entre el pH y el oxígeno disuelto. Durante el período de mezcla, la concentración de oxígeno en la columna de agua se mantuvo estable. Es importante destacar que los valores de OD corresponden en algunos casos a agua de buena calidad (encima de 8 mg L^{-1}) y en otros casos ligeramente contaminada (6,5-8 mg L^{-1}) o moderadamente contaminada (4,5-6,5 mg L^{-1}) (Weiner, 2008).

En general, la DBO_5 medida en las desembocaduras de los ríos y en la zona limnética fue superior a 8 mg O_2 L^{-1}, que es característica de ambientes acuáticos altamente contaminados (Orozco Barrenetxea *et al.*, 2008). Los niveles más altos de DBO_5 se detectaron durante los meses de verano, lo que coincidió con los valores más bajos de transparencia del agua y, en consecuencia, con los niveles más altos de materia orgánica. Parte de este material estaría relacionado con diversas actividades humanas como la agricultura, la ganadería y las actividades domésticas en el área, así como la presencia de una colonia de murciélagos. Esta variable se comportó de manera similar a la de los embalses Dr. C. Gelsi y Río Hondo, mientras que los valores de DBO_5 para el dique La Angostura podrían considerarse aceptables durante todo el año en toda la columna de agua (Locascio de Mitrovich *et al.*, 1997; Seeligmann & Tracanna, 2009; Tracanna *et al.*, 1999, 2006).

La concentración de la mayoría de los compuestos de nitrógeno y ortofosfato tiende a seguir patrones estacionales, disminuyendo durante la primavera y el verano como resultado del aumento de la actividad biológica (Margalef, 1983; Vila Pinto, 2003; Butturini *et al.*, 2009), lo que concuerda con nuestros resultados durante el verano y en varios sitios durante la primavera. En la mayoría de los casos, los valores de NH^{4+} no excedieron las recomendaciones para la vida acuática. En relación a este parámetro lo que puede suceder es que a pesar de la presencia de animales que provocaría el incremento de amonio en el agua, las condiciones del medio lo oxidan a nitrato. El nitrato generalmente fue superior a 1 mg L^{-1}, lo que podría estar relacionado a contaminación por prácticas agrícolas, ganaderas y a la presencia del guano por la presencia de la colonia de murciélagos (Weiner, 2008; Butturini *et al.*, 2009). El nitrito estuvo en la mayoría de los casos por debajo del nivel aceptado para el desarrollo normal de la biota, ya que el entorno oxidante favoreció su oxidación a nitrato (Weiner, 2008).

El fósforo natural es escaso porque se encuentra predominantemente en sales insolubles, lo que dificulta su biodisponibilidad y, por lo tanto, se comporta como un nutriente limitante para el crecimiento de algas en comparación con el nitrógeno y el carbono que existen naturalmente en concentraciones más altas. El umbral crítico de fosfato inorgánico para la proliferación de algas puede ser tan bajo como 0,005 a 0,01 mg L^{-1}, pero es más frecuente alrededor de 0,05 mg L^{-1} (Weiner, 2008). En el estudio actual, la mayoría de los datos obtenidos estaban por debajo de este valor. Los bajos niveles registrados podrían ser el resultado del hecho de que los valores de pH medidos no fueron adecuados para liberar fósforo del sedimento y, además, no existen importantes fuentes externas de fósforo. Por otro lado, para las relaciones de $N/P > 17$, el fósforo se comporta como un factor limitante, mientras que en las relaciones <10, el nitrógeno es limitante (Conzonno, 2009). Las muestras del embalse, generalmente tuvieron al fósforo como factor limitante y sólo en algunos casos lo fue el nitrógeno. El ecosistema estudiado puede clasificarse como hipertrófico considerando los parámetros de N, P y transparencia (disco Secchi) y de acuerdo con la clasificación trófica de Conzonno (2009). La disponibilidad de nutrientes y la ausencia de competidores habría favorecido la proliferación de *C. hirundinella,* diversos estudios mencionan que la capacidad de la formación de células de este dinoflagelado a partir de la germinación de los quistes depende de la cantidad de fósforo presente en la interfase sedimento-agua, más que de la concentración de nutrientes en la masa de agua (Pollingher, 1988). Asimismo, en relación a la procedencia de la carga de nutrientes (N y P), es muy posible que el agua de escorrentía arrastre cantidades de estos compuestos, que luego ingresan al embalse directamente o a través de los tributarios. En diversos sistemas leníticos tropicales y subtropicales con floraciones de dinoflagelados, destacan la permanencia anual continua de estas especies, lo que estaría afectando a los distintos procesos de oxido-reducción, captación y liberación de nutrientes, disponibilidad de oxígeno y DBO_5 entre otros, situación coincidente con lo registrado en este trabajo, excepto para la primavera/2013 (Periotto *et al.*, 2007; Pollingher & Hickel, 1991).

La interpretación del análisis de componentes principales (ACP) solo permitió ordenar los sitios de forma estacional. Los resultados obtenidos confirmaron que la

temperatura afectó la mezcla física de la columna de agua y que el ciclo hidrológico favoreció la concentración de nutrientes en aguas bajas. En conclusión, se podría decir que las variables fisicoquímicas en este embalse están reguladas por cambios estacionales y estratificación térmica. Las propiedades físicas, químicas y biológicas de estos ecosistemas, así como la predictibilidad de sus mecanismos de funcionamiento, necesitan basarse en información científica y técnica adecuada, de manera que estos estudios son de vital importancia para continuar con los análisis a lo largo del tiempo y ver como las actividades antrópicas ejercen su influencia tanto en las variables químicas como en los indicadores biológicos. El estudio de los embalses es de relevancia para conocer los procesos que intervienen en su funcionamiento ecológico. La composición, diversidad y biomasa de las comunidades biológicas pueden ser consideradas como una expresión de las interacciones bióticas y abióticas que ocurren en el sistema. La obtención de información sobre los reservorios distribuidos en una determinada área geográfica puede facilitar el planeamiento regional y el gerenciamiento de las cuencas hidrográficas.

Conflictos de intereses

Las autoras declaran no tener ningún conflicto de interés.

Literatura citada

Appelo C.A.J., Postma D. 2005. Geochemistry groundwater and pollution (2nd ed.). CRC Press. Amsterdam, the Netherlands.

APHA (American Public Health Association). 2005. Standard methods for the examination of water and wastewater (2nd ed.). (American Public Health Association, American Water Works Association, and Water Environment Federation, Washington, DC).

Bazán R., Orona Larrosa N., Bonansea M., López A., Busso F., Cossavella A. 2004. Programa de monitoreo de calidad de agua del Embalse Los Molinos, Córdoba -Argentina. Revista Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales 1 (2): 27-34.

Boltovskoy A., Foggetta M. 1985. Limnología física del embalse Rio Tercero: térmica, hidrología y derivaciones biológicas. Biología Acuática 7.

Butturini A., Sabater S., Romaní A.M. 2009. La química de las aguas. Los nutrientes. En Conceptos y técnicas en ecología fluvial (95-116). Fundación BBVA. España.

Cicerone D.S., Hidalgo M. del V. 2007. Definiciones y clasificaciones de humedales. En Los humedales del Río Salí. Argentina (17-27). Buenos Aires. Jorge Baudino Ediciones.

Conzonno V.H. 2009. Limnología química. Buenos Aires: Universidad Nacional de La Plata.

Domínguez E., Fernández H.R. 1998. Calidad de los ríos de la cuenca del Salí (Tucumán, Argentina) medida por un índice biótico. Serie Conservación de la Naturaleza 12, Fundación Miguel Lillo, Tucumán, Argentina.

Elahcene O., El-Azim H., Aidoud A., Jebari S. 2020. Assessment of physicochemical and bacteriological quality of raw water at the Sidi Amar drinking water treatment plant (TIPAZA), Algeria. Ponte. International Scientific Researchs Journal 76: 43-58

Fernández D.S., Puchulu M.E., Czerniczyniec M. 2007. Trabajo de campo en el embalse Escaba. En Los humedales de la Cuenca del Río Salí (227-254). Buenos Aires. Jorge Baudino Ediciones.

Instituto Argentino de Normalización y Certificación – IRAM. 1996. *Norma IRAM 29012-2*: Calidad del Medioambiente, Agua: muestreo, directivas generales sobre técnicas. Buenos Aires.

Instituto Argentino de Normalización y Certificación – IRAM. 1998. *Norma IRAM 29012-3*: Calidad Ambiental, calidad del agua: muestreo: guía para la preservación y manipulación de las muestras. Buenos Aires.

Instituto Argentino de Normalización y Certificación – IRAM. 2005. *Norma IRAM 301/ISO* 17025: Requisitos generales para la competencia de los laboratorios de ensayo y de calibración. Buenos Aires.

Locascio de Mitrovich C., Villagra de Gamundi A., Tracanna B. C., Seeligmann C., Buti C. 1997. Situación actual de la problemática de los embalses de la provincia de Tucumán (Argentina). Lilloa 39 (1): 81-93.

Luo X., Xiang X., Huang G., Song X., Wang P., Fu K. 2019. Bacterial Abundance and Physicochemical Characteristics of Water and Sediment Associated with Hydroelectric Dam on the Lancang River China. International Journal of Environmental Research and Public Health 16 (11): 2031.

Mancini M., Bethular A., Vignatti A., Echaniz S., Bonansea M., Salinas V., Rodríguez C. 2011. Calidad de agua y zooplancton del embalse San Roque (Córdoba, Argentina). Ciencia 6 (21): 69-80.

Margalef R. 1983. Limnología. Barcelona: Ediciones Omega.

Ordóñez Salinas J. 2010. Limnología del Embalse de Sau: relaciones del zooplancton, la clorofila y los sólidos en suspensión con el clima lumínico del agua. Tesis Doctoral. Universidad de Barcelona, España.

Orozco Barrenetxea C., Pérez Serrano A., Gónzalez Delgado M.N., Rodríguez Vidal F.J., Alfayate Blanco J.M. 2008. Contaminación ambiental: una visión desde la química. Madrid: ITES-Paraninfo.

Pantorrilla M.M., Núñez Regueiro V.A. 2006. Investigaciones arqueológicas en la zona de Escaba, provincia de Tucumán: asentamientos Condorhuasi y Aguada en las Yungas. Intersecciones en Antropología 7: 235-245.

Peralta P., León J. 2006. Estudios de caracterización limnológica de los embalses de la provincia de Mendoza. Argentina: Departamento General de Irrigación. Mendoza.

Periotto M., Prósperi C., Daga C., Rincón A. 2007. Estudio de *Ceratium hirundinella* en El Embalse La Quebrada, Córdoba, Argentina. En International Congress

on Development Environment and Natural Resources: Multi-level and Multi-scale Sustainability. Cochabamba, Bolivia.

Pollingher U. 1988. Freshwater armored dinoflagellates: growth, reproduction strategies, and population dynamics. En Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton (134-174). Cambridge, Cambridge University.

Pollingher U., Hickel B. 1991. Dinoflagellate associations in a subtropical lake (Lake Kinneret, Israel). Archiv fur Hydrobiologie 120: 267-285.

Rearte J. 1981. Provincia de Tucumán. En Centro Editor de América, org. Atlas físico de la República Argentina I, 99-105.

Rodier J. 1990. Análisis de las aguas. Barcelona: Omega.

Salusso M.M. 2005. Evaluación de la calidad de los recursos hídricos superficiales en la Alta Cuenca del Juramento (Salta). Tesis Doctoral. Universidad de Buenos Aires, Argentina.

Santillán de Andrés S., Ricci T. 1980. Geografía de Tucumán: consideraciones generales. Facultad de Filosofía y Letras, Universidad Nacional de Tucumán, Argentina.

Seeligmann C., Tracanna B.C. 2009. Dinámica del fitoplancton en un embalse de alta cota del Noroeste Argentino (Tucumán). Limnetica 28 (1): 105-124.

Sirombra M.G. 2003. Viaje de campo dique Escaba. Guía de apoyo de la Cátedra de Ecología General. FCN e IML, UNT. 12 pp.

Sokal R.R, Rohlf F.J. 1995. Biometry: The Principles and Practice of Statistics in Biological Research (3rd Ed.). W.H. Freeman and Co., New York.

Tracanna B.C., Seeligmann C.T., Mirande, V., Benítez de Parra L., Torres de Plaza M., Molinari F. M. 1999. Cambios espaciales y temporales del fitoplancton en el embalse Rio Hondo (Argentina). Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica 34 (1-2): 101-105.

Tracanna B.C., Martínez De Marco S.N., Amoroso M.J., Romero N., Chaile P., Mangeaud A. 2006. Physical, chemical and biological variability in the Dr. C. Gelsi reservoir (NW Argentine): a temporal and spatial approach. Limnetica 25 (3): 787-808.

Vila Pinto I.C. 2003. Los sistemas acuáticos continentales. Su ontogenia natural acelerada por efecto antrópico: la eutrofización y la salinización. En El agua en Iberoamérica: tópicos básicos y estudios de caso (11-21). Cartagena de Indias: CYTED-XVII. Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el Desarrollo.

Weiner E.R. 2008. Major water quality parameters and applications. En Applications of environmental aquatic chemistry: a practical guide (53-108). Taylor & Francis Group, LLC.

Woodward G., Gessner M. O., Giller P., Gulis V., Hladyz S., Lecerf A., Malmqvist B., Mckie B., Tiegs S., Cariss H., Dobson M., Elosegi A., Ferreira V., Graça M., Fleituch T., Lacoursière J., Nistorescu M., Pozo J., Risnoveanu G., Chauvet E. 2012. Continental-Scale Effects of Nutrient Pollution on Stream Ecosystem Functioning. Science 336 (6087): 1438-40



CAPÍTULO 4

Fitoplancton del embalse Escaba

Phytoplankton of the Escaba reservoir

Silvia N. Martínez De Marco[1,2]*, Beatriz C. Tracanna[2], Virginia Mirande[1,2], Sara C. Isasmendi[2], María de los Á. Taboada[3,4]

[1] Instituto Criptogámico, Sección Ficología, Fundación Miguel Lillo. Miguel Lillo 251, (T4000JFE) San Miguel de Tucumán, Argentina.
[2] Instituto de Limnología del Noroeste Argentino (ILINOA), Facultad de Ciencias Naturales e IML, UNT. Miguel Lillo 205, (T4000JFE) San Miguel de Tucumán, Tucumán, Argentina.
[3] Instituto de Ecosistemas de Aguas Continentales, Área Biología Integrativa, Fundación Miguel Lillo. Miguel Lillo 251, (T4000JFE) San Miguel de Tucumán, Argentina.
[4] Unidad Ejecutora Lillo (UEL), CONICET. Miguel Lillo 251, (T4000JFE) San Miguel de Tucumán, Argentina.
* Autora para correspondencia: silmdemar@gmail.com

Resumen

En este capítulo se analizan las variaciones espaciales y temporales del fitoplancton de la zona limnética del embalse Escaba y la desembocadura de sus tributarios: ríos Chavarría, Las Moras, El Chorro y Singuil, respecto a variables físicas y químicas para caracterizar la calidad del agua desde agosto de 2010 a mayo de 2012. Se identificaron 135 taxones pertenecientes a las diatomeas (77), clorofitas (35), cianobacterias (12), carofitas (5), euglenoides (5) y dinoflagelado (1). La densidad algal fluctuó entre 84 a 6924 ind/ml y *Ceratium hirundinella* fue dominante excepto en primavera de 2011. La clorofila *a* tuvo un rango variable a nivel temporal y espacial que fluctuó entre 6 y 2511 μg/l, encontrándose mayores registros en los afluentes. Los elevados valores de biomasa y la caracterización polisapróbica de sus aguas determinaron un estado ecológico deficiente o malo. La diversidad específica osciló entre 0-2,76. Por último, se contribuye al conocimiento de la biodiversidad algal del embalse Escaba y se amplía el área de distribución de *C. hirundinella* en la provincia de Tucumán.

Palabras clave — Algas, Argentina, *Ceratium hirundinella*, reservorio, Tucumán.

Abstract

This chapter analyzes space-time variations of phytoplankton in the limnetic zone of the Escaba reservoir and the mouths of its tributary rivers, Chavarría, Las Moras, El Chorro and Singuil, considering physicochemical variables in order to characterize the water quality between 2010 and 2012. One hundred and thirty-five taxa were

determined: 77 diatoms, 35 chlorophytes, 12 cyanobacteria, 5 charophytes, 5 euglenoids and 1 dinoflagellate. Algal density varied between 84 and 6,924 individuals/ml with *Ceratium hirundinella* as the dominant species, except for the spring of 2011. Chlorophyll-*a* varied seasonally and in space with values between 6 and 2,511 μg/l, with higher numbers for the affluents. Elevated biomass values and the polysaprobic character of the waters defined a deficient or bad ecological status. The specific diversity oscillated between 0 and 2.76. The present study provides new information regarding the algal biodiversity of the Escaba dam and the distribution area of *C. hirundinella* in the province of Tucumán.

Keywords — Algae, Argentina, *Ceratium hirundinella*, reservoir, Tucumán.

Introducción

La preservación de la biodiversidad constituye uno de los problemas más acuciantes en la actualidad debido al escaso conocimiento de la biota y al crecimiento acelerado de la población humana. El impacto de los contaminantes en un sistema acuático conduce a modificaciones estructurales de la taxocenosis algal, con la proliferación de especies resistentes a determinados aportes y/o la desaparición más o menos rápida y gradual de la totalidad o parte de la población inicial (Whitton *et al.*, 1991), así es posible advertir el reemplazo de especies sensibles por tolerantes (Lange-Bertalot, 1979). Las respuestas de los organismos frente a los cambios en las condiciones del medio los convierten en finos sensores de la calidad del agua. Cabe destacar que los cuerpos de agua toleran ciertas concentraciones de elementos exógenos, como materia orgánica, debido a su capacidad de autodepuración. En estos ciclos depurativos, los organismos juegan un papel fundamental en la degradación de compuestos orgánicos a elementos inorgánicos (carbono, nitrógeno, azufre, fósforo, otros), y de este modo son restituidos al entorno acuoso (Leynaud, 1979). El fitoplancton se define como la taxocenosis formada por organismos algales que viven suspendidos en los cuerpos de agua. En general, son productores primarios con diferentes grados de organización celular, ya sea unicelulares o multicelulares (coloniales, pseudocoloniales, filamentosos, etc.). Entre los grupos más frecuentes encontramos a las cianobacterias, clorofitas, diatomeas, dinoflagelados y euglenoides (Beardall *et al.*, 2009). Los cambios en la biota debido a impactos antrópicos son de particular interés en la ecología acuática. Las primeras contribuciones para caracterizar la alteración de la comunidad a través de gradientes ambientales pusieron énfasis en identificaciones de especies y asociaciones específicas (Kolkwitz & Marsson, 1909; Pantle & Buck, 1955; Sládeček, 1973; etc.) que, posteriormente, fueron complementadas con la utilización de métodos multivariados (Gauch, 1982; Del Giorgio *et al.*, 1991; Barros Alexandre *et al.*, 2010; entre otros). El fitoplancton, al igual que otros grupos de organismos, tiene un rol destacable en el balance energético de los ecosistemas acuáticos, siendo uno de los referentes de su "estado ecológico". Esta expresión hace mención a la calidad, estructura y funcionamiento de los ambientes asociados a las aguas superficiales (Gibson *et al.*, 1996; Radwell, 2000), donde el agua aparte de ser un recurso esencial,

es considerada como un elemento básico para el sostenimiento de una buena calidad ambiental (Centro Nacional del Medio Ambiente [CENMA], 2010).

La falta en el embalse Escaba de antecedentes integradores de las algas a su ecosistema nos llevó a la realización de este capítulo. El objetivo fue estudiar la estructura del fitoplancton, tanto espacial como temporalmente, para caracterizar la calidad del agua del embalse y desembocadura de sus tributarios durante agosto de 2010 a mayo de 2012, además de contribuir al conocimiento de esta taxocenosis.

Materiales y métodos

Entre agosto de 2010 a mayo de 2012 se efectuaron muestreos estacionales en la zona limnética (lugar más profundo del embalse) y en la desembocadura de los tributarios. En la figura 1 se indican los sitios seleccionados que corresponden a: 1) río Chavarría; 2) río Las Moras; 3) río El Chorro; 4) río Singuil; 5) zona limnética. En este último punto se muestrearon en las siguientes estratificaciones: subsuperficial (20 cm), zona fótica (visibilidad del disco de Secchi), 10 m y fondo (cuya profundidad varió según la cota). Los bajos registros hidrométricos en los meses de noviembre de 2010 y 2011 no permitieron la recolección en la desembocadura del río Las Moras.

Para conocer la biodiversidad fitoplanctónica se tomaron muestras cualitativas con red de 20 μm de malla, mediante barridos horizontales subsuperficiales y se fijaron con formaldehído al 4%. Las determinaciones de la riqueza específica se efectuaron mediante microscopio óptico con dispositivo de dibujo y cámara digital,

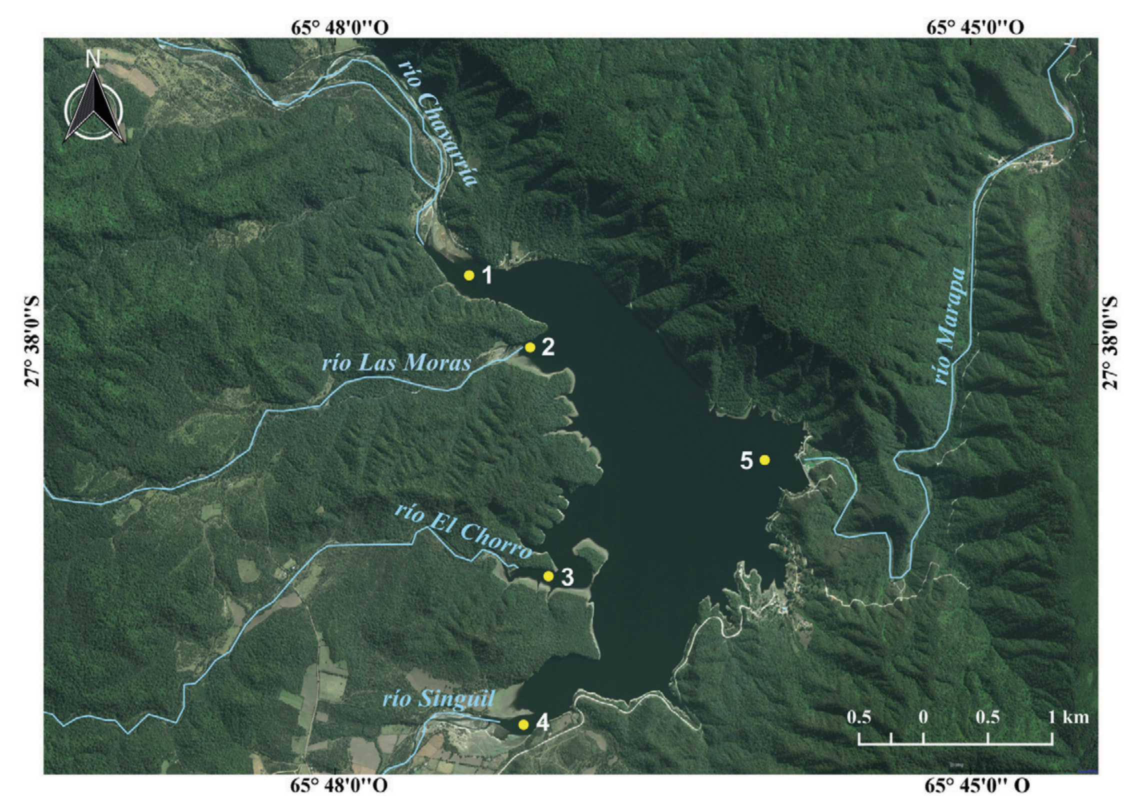


Fig. 1. Sitios de muestreo en el Embalse Escaba en base imagen satelital © Bing maps 2019. 1) R. Chavarría; 2) R. Las Moras; 3) R. El Chorro; 4) R. Singuil; 5) Zona limnética.

empleándose la bibliografía específica para las identificaciones de las diferentes clases algales y taxones infraespecíficos (Martínez De Marco *et al.*, 2018) y además se consultó Algaebase (Guiry & Guiry, 2019). En líneas generales, para las categorías taxonómicas superiores se tuvo en cuenta a Graham, Graham & Wilcox (2009).

Otro rasgo estructural considerado fue la abundancia algal, para lo cual se procedió a la extracción de muestras cuantitativas en recipientes plásticos de 250 ml que también fueron fijadas *in situ*. El recuento se realizó con un microscopio invertido siguiendo la metodología de Utermöhl (1958). Las colectas cualitativas y cuantitativas en las diferentes profundidades de la zona limnética se obtuvieron con una trampa Schindler-Patalas.

Para evaluar la diversidad fitoplanctónica se aplicó el índice de Shannon-Weaver (Magurran, 2004), cuyos valores oscilan entre 0 y 4 considerados baja y alta diversidad, respectivamente.

La estimación de la biomasa algal (expresada como μg de clorofila *a*/l) se efectuó siguiendo la metodología propuesta en Loez (1995). La utilización de este parámetro es de suma importancia para establecer el estado de eutrofización de sistemas acuáticos (OCDE, 1982).

Además, se empleó el diagrama de Olmstead-Tukey que permite una jerarquización de la dominancia de las especies fitoplanctónicas. Así las especies dominantes, constantes, ocasionales y raras se determinaron a partir de la relación entre las densidades de los organismos y sus frecuencias de aparición. Para ello, en la confección del gráfico se tuvieron en cuenta las medias de la frecuencia de aparición relativa y del logaritmo de la densidad absoluta (Sokal & Rohlf, 1981).

A fin de evaluar la relación entre la calidad del agua y la densidad algal en base a la DBO_5 (demanda bioquímica de oxígeno) se empleó la clasificación de saprobicidad propuesta por Hamm (1969) en Lobo & Bender (1998).

DBO_5 (mg/l)	Índice Sapróbico (IS)	Niveles	Terminología		Explicación
<0,5	1,0	I	o	oligosapróbico	Contaminación despreciable
0,5-2,0	1,5	I/II	o-β	oligo-betamesosapróbico	Ligeramente contaminado
2,0-4,0	2,0	II	β	betamesosapróbico	Moderadamente contaminado
4,0-7,0	2,5	II/III	β-α	beta-alfamesosapróbico	Críticamente contaminado
7,0-13	3,0	III	α	alfamesosapróbico	Fuertemente contaminado
13-22	3,5	III/IV	α-p	alfa-polisapróbico	Muy fuertemente contaminado
>22	4,0	IV	p	polisapróbico	Excesivamente contaminado

A continuación, se determinó el grado sapróbico (s) de cada especie, es decir, su lugar en el sistema de saprobios, para lo cual se tuvo en cuenta su densidad máxima. Los valores del grado sapróbico fluctúan entre 1 (organismos oligosapróbicos) y 4 (organismos polisapróbicos). Por último, se aplicó el Método de Pantle y Buck (1955), con lo cual se obtuvo el Índice de Saprobiedad (IS) para cada muestra en base a la densidad absoluta de cada especie y el grado sapróbico (s). El IS es indicativo del grado de contaminación del agua y de los organismos presentes y su rango varía desde aguas de contaminación despreciable (organismos indicadores oligosapróbicos) a aguas de contaminación excesiva (organismos indicadores polisapróbicos).

Además, se efectuó un análisis de correlación (coeficiente de Spearman: $p < 0,05$ * y $p < 0,01$ **) entre las variables físicoquímicas (consideradas en el capítulo 3) y biológicas, mediante el uso del programa Infostat (Di Rienzo *et al*., 2013).

Resultados y discusión

Riqueza específica.— En el embalse Escaba se determinaron 135 taxones distribuidos de la siguiente manera: 12 Cyanophyceae (cianobacterias), 77 Bacillariophyceae (diatomeas), 35 Chlorophyceae (clorofitas), 5 Zygnematophyceae (carofitas), 5 Euglenophyceae (euglenoides) y 1 Dinophyceae (dinoflagelado). Se registraron 54 especies comunes a todos los sitios y fueron exclusivos 20 taxones en la zona limnética y 61 en la desembocadura de los tributarios.

Los taxones observados en el embalse Escaba son detallados en el siguiente listado:

Clase **Cyanophyceae**

Leptolyngbya foveolarum (Rabh. ex Gom.) Anagn. et Kom.
Limnothrix redekei (Goor) Meffert
Lyngbya sp.
Merismopedia glauca (Ehr.) Kütz.
Merismopedia sp.
Oscillatoria sp.
Phormidium allorgei (Frémy) Anagn. et Kom.
P. puteale (Mont. ex Gom.) Anagn. et Kom.
P. subfuscum Kütz. ex Gom.
Phormidium sp.
Planktolyngbya subtilis (West) Anagn. et Kom.
Pseudanabaena sp.

Clase **Chlorophyceae**

Ankistrodesmus fusiformis Corda
Botryococcus braunii Kütz.
Chlamydomonas globosa J. W. Snow
Chlorococcum sp.
Desmodesmus armatus var. ***longispina*** (Chod.) E. H. Hegewald
D. spinosus (Chod.) E. H. Hegewald
Eudorina elegans Ehr.
Monoraphidium pusillum (Printz) Kom.-Leg.
Monoraphidium sp.
Oedogonium sp.
Oocystis solitaria Wittrock
Oocystis sp.

Pandorina morum (O. Müller) Bory
Pediastrum boryanum (Turpin) Meneg.
P. boryanum var. ***brevicorne*** A. Braun
P. duplex Meyen
P. duplex var. ***punctatum*** (Willi Krieger) Parra
Pediastrum sp.
Scenedesmus acutus f. ***costulatus*** (Chod.) Uherkov.
S. arcuatus (Lemm.) Lemm.
S. brevispina (G. M. Smith) Chod.
S. ecornis (Ehr.) Chod.
S. ecornis var. ***disciformes*** (Chod.) Chod.
S. ovalternus var. ***graevenitzii*** (C. Bernard) Chod.
S. quadricauda (Turpin) Bréb.
Scenedesmus sp.
Selenastrum sp.
Sphaerocystis schroeteri Chod.
Spirogyra sp.
Stauridium tetras (Ehr.) E. Hegewald
Stigeoclonium sp.
Tetradesmus lagerheimii M. J. Wynne & Guiry
T. obliquus (Turpin) M. J. Wynne
Tetraedron sp.
Uva sp.

Clase **Zygnematophyceae**

Closterium leibleinii Kütz. ex Ralfs
C. moniliferum var. ***concavum*** Klebs
Closterium sp.
Cosmarium subtumidum Nordstedt
Cosmarium sp.

Clase **Dinophyceae**

Ceratium hirundinella (O. Müller) Dujardin

Clase **Bacillariophyceae**

Achnanthes coarctata (Bréb. ex W. Smith) Grun.
Amphipleura lindheimeri Grun.
Amphora ovalis (Kütz.) Kütz.
Amphora sp.
Aulacoseira granulata (Ehr.) Simonsen
A. granulata var. ***angustissima*** (O. Müller) Simonsen
Caloneis westii (W. Smith) Hendey

Cocconeis placentula Ehr.
Craticula ambigua (Ehr.) D. G. Mann
C. cuspidata (Kütz.) D. G. Mann
Craticula sp.
Cyclotella meneghiniana Kütz.
Cymbella affinis Kütz.
C. simonsenii Krammer
C. tumida (Bréb.) Van Heurck
Cymbopleura amphicephala (Näg.) Krammer
Diatoma vulgaris Bory
Diploneis boldtiana Cl.
D. ovalis (Hilse) Cl.
Epithemia argus (Ehr.) Kütz.
Epithemia sp.
Eunotia praerrupta Ehr.
Eunotia sp.
Fragilaria capucina Desm.
Fragilaria sp.
Frustulia vulgaris (Thwaites) De Toni
Frustulia sp.
Gomphonema acuminatum Ehr.
G. clavatum Ehr.
G. olivaceum (Hornem.) Bréb.
G. parvulum (Kütz.) Kütz.
G. truncatum Ehr.
Gomphonema sp.
Gyrosigma sp.
Hantzschia amphioxys (Ehr.) Grun.
Hyalodiscus sp.
Iconella linearis (W. Smith) Ruck & Nakov
I. tenera (W. Gregory) Ruck & Nakov
Lemnicola hungarica (Grun.) Round & Basson
Luticola dapalis (Freng.) D. G. Mann
L. goeppertiana (Bleisch) D. G. Mann
L. mutica (Kütz.) D. G. Mann
Melosira varians Ag.
Navicula amphiceropsis Lange-Bert. & U. Rumrich
N. menisculus Schumann
Navicula sp.
Nitzschia acicularis (Kütz.) W. Smith
N. gracilis Hantzsch
N. linearis (Ag.) W. Smith
N. obtusa W. Smith
N. palea (Kütz.) W. Smith
N. sigma (Kütz.) W. Smith

N. vermicularis (Kütz.) Hantzsch
Nitzschia spp.
Orthoseira sp.
Pinnularia acrosphaeria W. Smith
P. borealis Ehr.
P. gibba Ehr.
P. gibba var. ***linearis*** Hustedt
P. interrupta W. Smith
P. mayor (Kütz.) Rabh.
P. subcapitata Greg.
P. viridis (Nitzsch) Ehr.
Pinnularia sp.
Placoneis clementis (Grun.) E. J. Cox
Pleurosira laevis (Ehr.) Compère
Reimeria uniseriata S. E. Sala, J. M. Guerrero & M. E. Ferrario
Rhoicosphenia abbreviata (Ag.) Lange-Bert.
Rhopalodia gibba (Ehr.) O. Müller
R. gibberula (Ehr.) O. Müller
Sellaphora pupula (Kütz.) Mereschk.
Staurosira construens Ehr.
Surirella brebissonii Krammer & Lange-Bert.
S. librile (Ehr.) Ehrenberg
S. ovalis Bréb.
Ulnaria ulna (Nitzsch) Compère

Clase **Euglenophyceae**

Euglenaformis proxima (Dangeard) S. Bennett & Triemer
Euglena sp.
Phacus sp. 1
Phacus sp. 2
Trachelomonas sp.

Como puede observarse en la figura 2, la diatomoflora se destacó en todos los sitios de muestreo. Las clorofitas y carofitas adquirieron importancia en noviembre de 2011 cuando se registraron entre 12 y 20 taxones, mientras que en los restantes meses su presencia osciló entre 1 a 6 especies. Los euglenoides se observaron siempre en el río Las Moras y sólo fueron registrados en agosto de 2010 y/o noviembre de 2011 en las otras desembocaduras y en el nivel subsuperficial de la zona limnética. Las cianobacterias estuvieron escasamente representadas con un máximo de 4 en la zona más profunda del embalse. Las especies más frecuentes fueron *Ceratium hirundinella* (O. Müller) Dujardin (98%), *Aulacoseira granulata* (Ehrenberg) Simonsen (90%), *Ulnaria ulna* (Nitzsch) Comperè (56%), *Melosira varians* C. Agardh (47%), *Cocconeis placentula* Ehrenberg (40%), *A. granulata* var. *angustissima* (O. Müller) Simonsen (37%), *Diatoma*

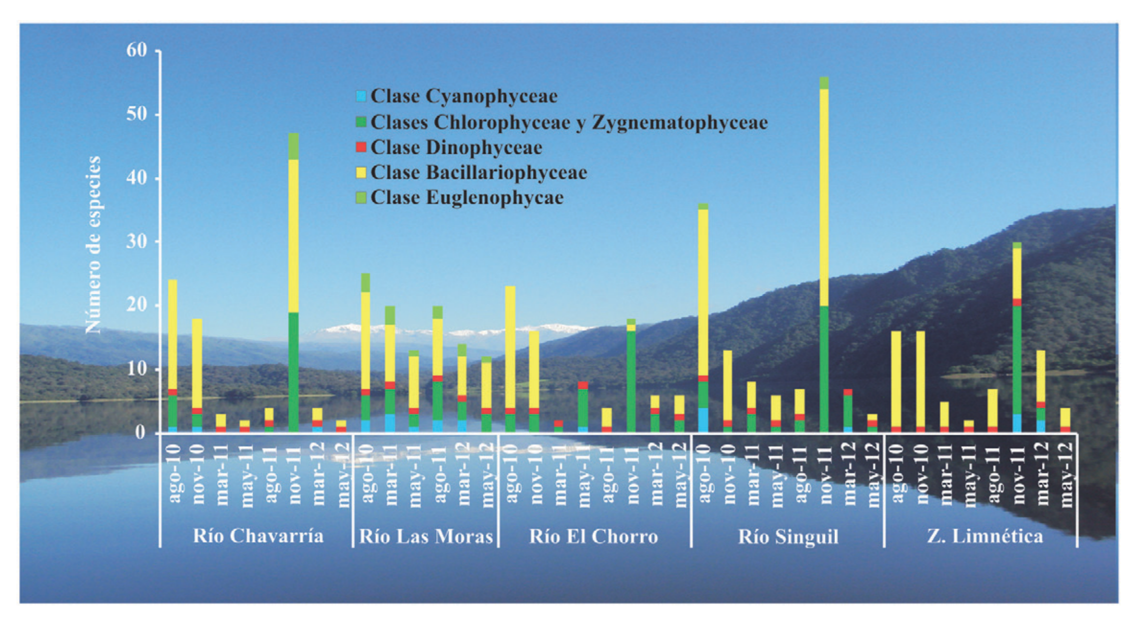


Fig. 2. Fluctuaciones de la riqueza específica fitoplanctónica en los sitios de muestreo del embalse Escaba.

vulgaris Bory (37%) y *Botryococcus braunii* Kützing (34%). Por otro lado, entre los géneros que contribuyeron con el mayor número de especies estuvieron *Pinnularia* (9), *Nitzschia* y *Scenedesmus* (8), *Gomphonema* (6) y *Pediastrum* (4).

Si se comparan los resultados de este estudio con los obtenidos en otros reservorios tanto de la provincia de Tucumán como del Noroeste argentino, cabe destacarse que fueron disímiles ya que en estos últimos los mayores aportes fueron dados por las algas verdes (Seeligmann & Tracanna, 1994, 2009; Locascio de Mitrovich *et al*., 1997; Tracanna *et al*., 1999, 2006; Martínez De Marco & Tracanna, 2001; Seeligmann *et al*., 2001; Salusso & Moraña, 2014). Una situación semejante al reservorio analizado en este trabajo fue observada por Meichtry de Zaburlín *et al.* (2013) en el embalse Yacyretá (Argentina-Paraguay).

Densidad algal.— La abundancia del fitoplancton mostró, en general, fluctuaciones similares en todo el embalse con una disminución en el período de estiaje (Fig. 3).

En la tabla 1 (A-B) se indican los 50 taxones cuantificados en la zona limnética y los 53 de la desembocadura de los ríos. La densidad algal máxima en la zona limnética correspondiente a la sumatoria de las abundancias en los cuatro niveles considerados (10.217 ind/ml) se obtuvo para la primavera de 2010, período de aguas bajas y reducida transparencia. Los registros invernales fueron similares en todo el perfil con 986 y 1298 ind/ml en los meses de agosto de 2010 y 2011, respectivamente. En general, los valores máximos se dieron en el nivel de Secchi y/o a los 10 metros, con una merma hacia el fondo, salvo en marzo y agosto de 2011. En relación a las desembocaduras, en el río Singuil se obtuvieron tanto el valor mínimo con 174 ind/ml (agosto de 2010) como el máximo de 6924 ind/ml en marzo de 2011 (Tabla 2).

En la figura 4 se puede apreciar una gran dominancia de *C. hirundinella* en todo el embalse. El valor mínimo se registró en la zona limnética en noviembre de 2011 (1 a 3 ind/ml), mientras que el máximo se dio en el río Singuil durante el

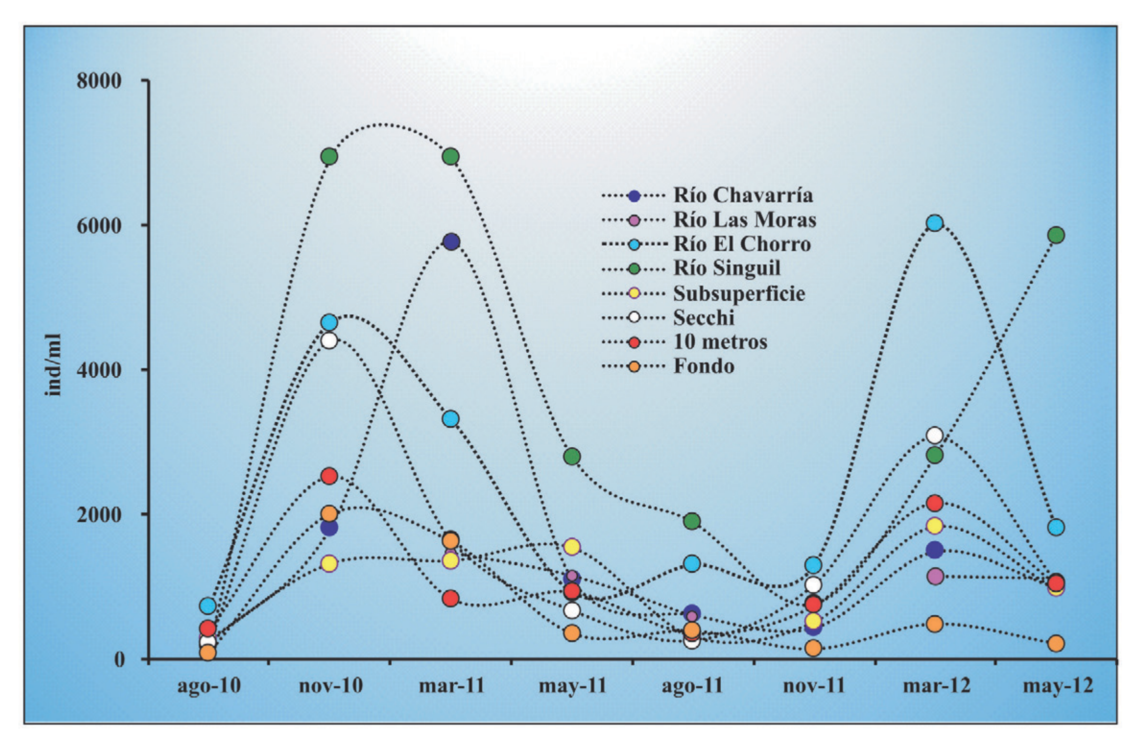


Fig. 3. Variaciones estacionales de las densidades de los grupos fitoplanctónicos encontrados en el embalse Escaba.

verano de 2011 con 6922 ind/ml. En general, las mayores densidades se observaron a temperaturas similares a las mencionadas como óptimas para su crecimiento en los lagos de zonas templadas (12-23 ºC) y es comparable a lo registrado para algunos embalses españoles (Moyá & Ramón, 1984; Ramón & Moyá, 1984). La ausencia del dinoflagelado en noviembre de 2011 permitió la predominancia de las clorofitas sobre los otros grupos algales, destacándose *Chlamydomonas globosa*, *Desmodesmus spinosus*, *Monoraphidium pusillum*, *Oocystis* sp., *Tetradesmus obliquus* y *Uva* sp. Este considerable aumento en un corto período de tiempo podría atribuirse a una disminución del pastoreo del zooplancton lo que favoreció su desarrollo (Bustamante Gil *et al*., 2012). Las diatomeas estuvieron mejor representadas en el río Las Moras, alcanzando su máxima densidad en invierno de 2010 con *Diatoma vulgaris*, *Nitzschia linearis*, *Pinnularia viridis* y *Ulnaria ulna*. Las cianobacterias se cuantificaron especialmente en el fondo de la zona limnética y en el río Las Moras y los euglenoides únicamente en las desembocaduras.

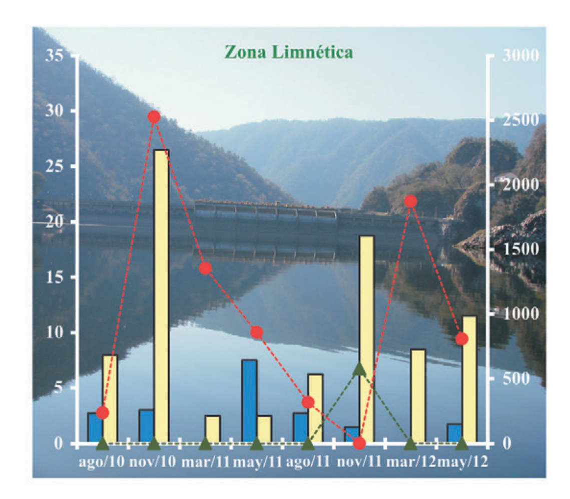
Biomasa.— En relación a la biomasa algal (clorofila *a*) en la zona limnética se pudieron apreciar diferencias entre los períodos de mezcla y estratificación. En el primero, el valor mínimo estimado fue de 6 μg/l (agosto de 2010) en la parte más profunda del embalse y el máximo de 378 μg/l (mayo de 2012) en subsuperficie. Durante la época de estratificación ambos registros se dieron en subsuperficie y fluctuaron entre 19 μg/l en noviembre de 2011 y 714 μg/l en marzo de 2011. En la desembocadura de los ríos las mayores concentraciones de biomasa se obtuvieron en verano (Tabla 3). Las correlaciones de la clorofila *a* con algunas de las variables fisicoquímicas y biológicas se indican en la tabla 4.

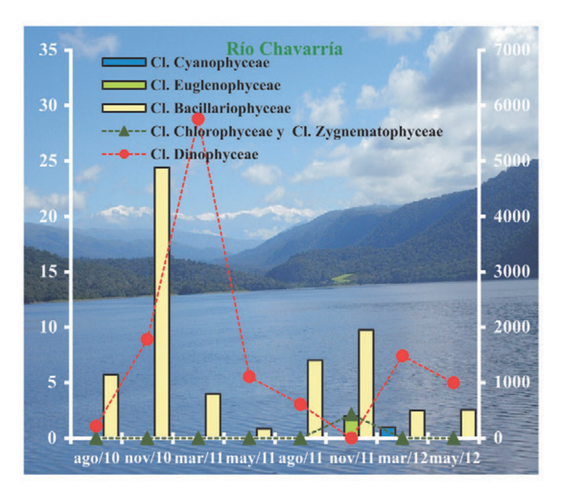
Tabla 1A. Valores mínimos y máximos de la abundancia del fitoplancton (expresada en ind/ml) del embalse Escaba: Zona limnética. Abr.: abreviaturas empleadas en el diagrama de Olmstead-Tukey.

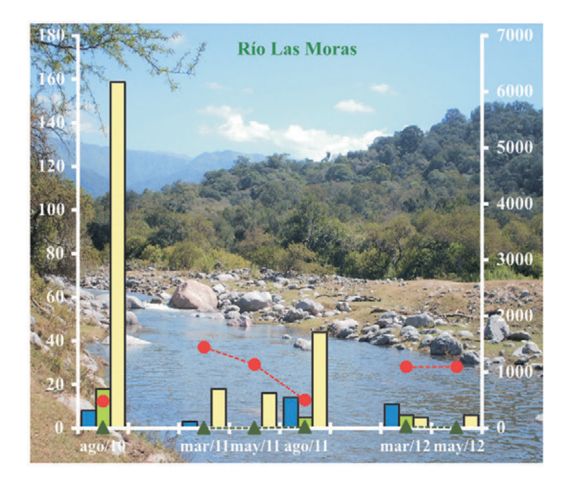
		Zona Limnética							
Abr.	Taxones	Subsuperficie		Secchi		10 metros		Fondo	
		Mín.	Máx.	Mín.	Máx.	Mín.	Máx.	Mín.	Máx.
	Clase Cyanophyceae								
	Leptolyngbya foveolarum							0	27
Pa	*Phormidium allorgei*			0	3			1	7
Ps	*Planktolyngbya subtilis*			0	8			3	8
	Clase Chlorophyceae								
Af	*Ankistrodesmus fusiformis*	0	2			0	2		
Bb	*Botryococcus braunii*	0	2						
Cg	*Chlamydomonas globosa*	0	83	0	19				
Ds	*Desmodesmus spinosus*	0	1	0	7	0	66	0	7
Mp	*Monoraphidium pusillum*	0	18	0	586	0	545		
	Pandorina morum	0	1						
Pb	*Pediastrum boryanum*							0	1
	Pediastrum sp.			0	2				
	Scenedesmus acutus	0	1						
Sc	*S. acutus* f. *costulatus*	0	4					0	6
Se	*S. ecornis*	0	9					0	3
Sd	*S. ecornis* var. *disciformes*	0	17	0	10	0	21		
Sq	*S. quadricauda*	0	9	0	14			0	7
Sl	*Selenastrum* sp.					0	7		
St	*Stauridium tetras*			0	2				
To	*Tetradesmus obliquus*	0	17	0	160	0	50	0	29
	Tetraedron sp.			0	3	0	3		
Us	*Uva* sp.	0	328	0	221	0	41	0	14
	Clase Dinophyceae								
Ch	*Ceratium hirundinella*	3	1804	0	4391	0	2503	1	1908
	Clase Bacillariophyceae								
Al	*Amphipleura lindheimerii*							0	2
Ao	*Amphora ovalis*							1	2
Ag	*Aulacoseira granulata*	0	9	0	4	0	2	0	17
Aa	*A. granulata* var. *angustissima*	1	4			0	1	5	19
Cp	*Cocconeis placentula*	1	3			0	2	1	5
Ca	*Craticula ambigua*	0	1						
Cc	*Craticula cuspidata*	0	1					1	2
Cm	*Cyclotella meneghiniana*	0	1						
Cf	*Cymbella affinis*							0	2
Ct	*Cymbella tumida*							1	15
Cy	*Cymbopleura amphicephala*	1	4					1	5
Dv	*Diatoma vulgaris*							1	3
Gc	*Gomphonema clavatum*							1	2
Gp	*Gomphonema parvulum*	0	1					1	4
Gt	*Gomphonema truncatum*							1	5
Gd	*Gomphonema* sp.	0	1					0	6
Ha	*Hantzschia amphioxys*							0	1
Mv	*Melosira varians*					0	2	0	1
Ng	*Nitzschia gracilis*	0	2					1	4
Nl	*Nitzschia linearis*	0	1					0	1
Np	*Nitzschia palea*	1	13					1	12
Pia	*Pinnularia acrosphaeria*							0	1
Pg	*Pinnularia gibba*							0	1
Ps	*Pinnularia subcapitata*							0	1
Ra	*Rhoicosphenia abbreviata*							1	2
Sp	*Sellaphora pupula*							0	4
Sc	*Staurosira construens*	3	5					0	12
Uu	*Ulnaria ulna*	1	3	0	1	0	2	1	7

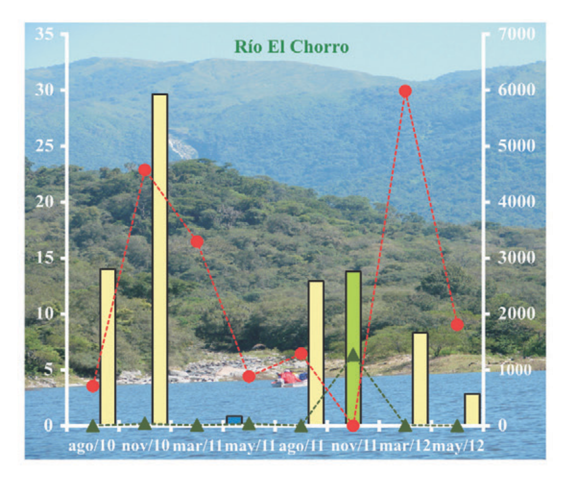
Tabla 1B. Valores mínimos y máximos de la abundancia del fitoplancton (expresada en ind/ml) del embalse Escaba: Desembocadura de los tributarios. Abr.: abreviaturas empleadas en el diagrama de Olmstead-Tukey.

Abr.	Taxones	R. Chavarría		R. Las Moras		R. El Chorro		R. Singuil	
		Mín.	Máx.	Mín.	Máx.	Mín.	Máx.	Mín.	Máx.
	Clase Cyanophyceae								
	Lyngbya sp.	0	1						
	Merismopedia sp.					0	1		
Os	*Oscillatoria* sp.			8	14				
Pa	*Phormidium allorgei*			0	3				
	Phormidium sp.							0	2
	Clase Chlorophyceae								
Af	*Ankistrodesmus fusiformis*					1	10	3	4
Bb	*Botryococcus braunii*			2	3				
Ch	*Chlorococcum* sp.					35	218		
Ee	*Eudorina elegans*	0	2	0	11	0	4		
Mo	*Monoraphidium* sp.	0	4			1	73	1	47
Oo	*Oocystis solitaria*					0	4		
Od	*Oocystis* sp.	0	25	7	13	0	776	2	184
Pb	*Pediastrum boryanum* var. *brevicorne*							0	5
	Scenedesmus acutus					1	6	0	9
Sc	*S. acutus* f. *costulatus*	0	1					0	2
	S. arcuatus					0	5		
Se	*S. ecornis*	0	21			0	4	0	11
Sq	*S. quadricauda*	0	3	0	7	7	22	0	4
Sp	*Scenedesmus* sp.	0	2			0	1	0	3
Sl	*Selenastrum* sp.	0	3			0	1		
Sp	*Sphaerocystis schroeterii*	0	1					0	3
Sg	*Spirogyra* sp.			0	7			0	2
St	*Stauridium tetras*	0	1			0	2	0	1
	Tetradesmus lagerheimii					0	3		
Us	*Uva* sp.	0	361			3	183	0	468
	Clase Zygnematophyceae								
Co	*Cosmarium* sp.			4	7	0	1		
	Clase Dinophyceae								
Ch	*Ceratium hirundinella*	0	5756	479	1441	0	5985	0	6922
	Clase Bacillariophyceae								
Al	*Amphipleura lindheimerii*			0	6				
Ag	*Aulacoseira granulata*	2	9	3	11	3	9	1	3
Aa	*A. granulata* var. *angustissima*					2	4	0	3
Cp	*Cocconeis placentula*	0	1	3	13	0	2	0	3
	Cocconeis sp.	0	3						
Cm	*Cyclotella meneghiniana*	1	5			0	2	0	11
Cf	*Cymbella affinis*			7	13	0	3		
Dv	*Diatoma vulgaris*			3	16				
Fd	*Fragilaria* sp.	0	2			0	4		
Gc	*Gomphonema clavatum*							0	7
	G. olivaceum					0	1	0	11
Gt	*G. truncatum*	0	2						
Gd	*Gomphonema* sp.			3	10	0	2	0	1
Mv	*Melosira varians*	0	4	3	5	0	4		
Na	*Navicula amphiceropsis*					0	3	1	3
Nd	*Navicula* sp.			2	10	0	4	1	4
Nl	*Nitzschia linearis*			3	16				
No	*N. obtusa*					0	2		
Np	*N. palea*			0	5				
Pv	*Pinnularia viridis*			15	30				
	Pinnularia sp.							0	1
Sp	*Sellaphora pupula*	0	3			0	1		
Uu	*Ulnaria ulna*	0	1	9	19			0	1
	Clase Euglenophyceae								
Ed	*Euglena* sp.	0	2	0	9	0	14	0	3
Ph	*Phacus* sp.							0	2
Tr	*Trachelomonas* sp.			5	9				









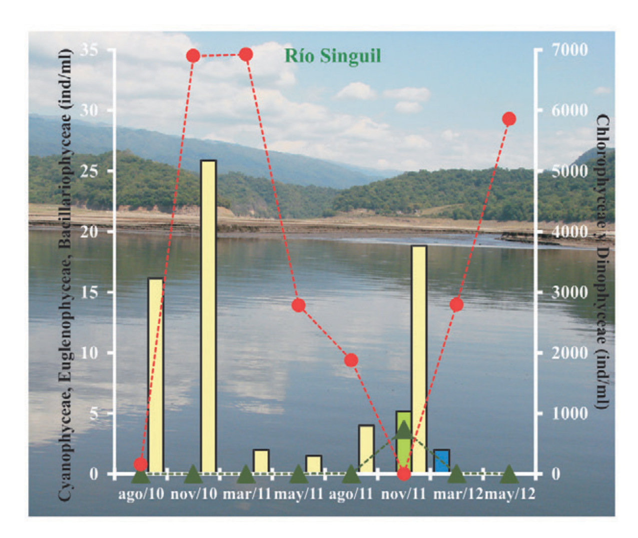


Fig. 4. Densidad fitoplanctónica total de la zona limnética y desembocadura de los tributarios del embalse Escaba.

Tabla 2. Densidad fitoplanctónica total (ind/ml) en los sitios de muestreo durante 2010-2012. Referencia: D.E.: desviación estándar.

Sitios de muestreo	Mínimo	Máximo	Promedio	D.E.
Zona Limnética (Subsuperficial)	278 (ago/10)	1823 (mar/12)	1010	589
Zona Limnética (Secchi)	221 (ago/10)	4395 (nov/10)	1541	1471
Zona Limnética (10 m)	355 (ago/11)	2510 (nov/10)	1118	790
Zona Limnética (Fondo)	84 (ago/10)	1996 (nov/10)	656	729
Río Chavarría	223 (ago/10)	5760 (mar/11)	1552	1780
Río Las Moras	580 (ago/11)	1462 (mar/11)	1018	331
Río El Chorro	724 (ago/10)	6001 (mar/12)	2497	1946
Río Singuil	174 (ago/10)	6924 (mar/11)	3514	2703

Tabla 3. Biomasa fitoplanctónica (μg de clorofila *a*/l) registrada en el embalse Escaba en el período estudiado. Referencia: D.E.: desviación estándar.

Sitios de muestreo	Mínimo	Máximo	Promedio	D.E.
Río Chavarría	7 (ago/10)	304 (mar/12)	110	110
Río Las Moras	15 (mar/12)	1379 (mar/11)	506	653
Río El Chorro	24 (may/12)	2511 (mar/11)	657	896
Río Singuil	11 (ago/10)	1800 (mar/11)	719	657
Zona Limnética (Subsuperficial)	19 (nov/11)	714 (mar/11)	291	245
Zona Limnética (Fondo)	6 (ago/10)	706 (mar/11)	182	245

Diversidad específica.— El índice de Shannon-Weaver tuvo valores bajos y mostró diferencias tanto a nivel espacial como temporal. Los máximos de esta variable se dieron en la zona limnética durante la primavera de 2011 y el mayor registro de 2,76 se obtuvo en el nivel más profundo del embalse. Con respecto a las desembocaduras, en el río Las Moras el máximo se dio en agosto de 2010 y fue 1,38, mientras que en los otros tributarios se registraron valores que fluctuaron entre 0,81 y 1,20 en noviembre de 2011 (Tabla 5).

Índice sapróbico.— En base a la saprobicidad, las aguas de Escaba se clasificaron como “muy fuerte a excesivamente contaminadas” debido a la predominancia de *C. hirundinella*, especie considerada en este estudio como polisapróbica (IS = 3,6-4). En primavera de 2011 pudo detectarse un leve mejoramiento del embalse que determinó condiciones de agua “críticas a fuertemente contaminadas”, ante la supremacía de taxones mesosapróbicos (IS = 2,6-3), como *Chlamydomonas globosa*, *Monoraphidium pusillum* y *Uva* sp., entre otras. Los otros reservorios de Tucumán se clasificaron como β a β/α-mesosapróbicos predominando las diatomeas en el embalse Dr. C. Gelsi y las algas verdes y cianobacterias en el de Río Hondo (Tracanna *et al.*, 2014).

Diagrama de Olmstead-Tukey.— En la figura 5, que corresponde al Diagrama de Olmstead-Tukey, se pudieron diferenciar nueve especies dominantes junto a *C. hirundinella* que es la más frecuente y abundante y estuvo acompañada por *Aulacoseira granulata*, *A. granulata* var. *angustissima*, *Cocconeis placentula*, *Diatoma vulgaris, Melosira varians*, *Nitzschia palea, Scenedesmus quadricauda* y *Ulnaria ulna*. En cuanto al grupo de las constantes, representadas por las especies que tienen una frecuencia alta de

Tabla 4. Correlaciones entre las variables biológicas y fisicoquímicas. Referencias: *p<0,05; **p<0,01. Abreviaturas: Bacilla.: Bacillariophyceae; C.E.: Conductividad eléctrica; Chloro.: Chlorophyceae; Cyano.: Cyanophyceae; D.T.: Densidad total; Dino.: Dinophyceae; Div. esp.: Diversidad específica; Eugle.: Euglenophyceae; I.S.: Índice sapróbico; NH_4^+: amonio; NO_2^-: nitrito; NO_3^-: nitrato; Nt: nitrógeno total; OD: oxígeno disuelto; PO_4^{3-}: ortofosfato; Pt: fósforo total; Riq. esp.: Riqueza específica; T.: temperatura; Transp.: transparencia.

	Bacilla.	C.E.	Chloro.	Clorof. *a*	Cyano.	DBO_5	D.T.	Dino.	Div. esp.	Eugle.	I.S.	NH_4^+	NO_2^-	NO_3^-	Nt	PO_4^{3-}	Pt	T.
C.E.	,49**		,40*															
Chloro.		,40*	-,41*															
Clorof. *a*	-,33*	-,41*																
DBO_5				,54**														
D.T.			-,36*	,59**		,61**												
Dino.		-,36*	,32*	,62**		,52**	,95**											
Eugle.		,32*	-,47**		,42**			-,49**	,59**									
I.S.	-,59**	-,47**	-,38*	,36*			,61**	,70**	-,87**	-,58**								
NO_2^-	-,37*	-,38*	,46**						-,37*									
NO_3^-		,46**																
Nt				,65**		,45**	,65**	,67**	,53**	-,32*	,45**							
OD			,61**										-,38*					
PO_4^{3-}	,60**	,61**		-,55**			-,47**	-,54**	‘,61**		-,51**	,33*	-,39*	,43**	-,49**			
Prof.									-,33*	-,44**								
Pt			,74**	,58**		,78**	,65**	,58**							,47**			
Riq. esp.	,58**	,74**		-,45**			-,38*	-,49**	,73**	,40*	-,60**		-,39*	,41*	-,32*	,58**		
T.				,42**		,80**	,54**	,41*							,52**		,68**	
Transp.				-,45**		-,78**	-	-							-		-	-

Tabla 5. Diversidad específica (Índice de Shannon-Weaver). Entre paréntesis se señala el intervalo de confianza calculado por técnica Bootstrap. Se resaltan los valores significativos (p < 0,05). Referencia: s/d: sin datos.

	Zona limnética			
	Subsuperficie	Secchi	10 metros	Fondo
agosto 2010	0,38 (0,23-0,5)	0,03 (0-0,08)	0,03 (0-0,07)	1,03 (0,7-1,23)
noviembre 2010	0,09 (0,05-0,13)	0,01 (0-0,02)	0,02 (0,01-0,04)	0,29 (0,23-0,33)
marzo 2011	0,02 (0-0,04)	0,01 (0-0,02)	0,02 (0-0,04)	0,01 (0-0,02)
mayo 2011	0	0	0	0,5 (0,37-0,6)
agosto 2011	0,14 (0,05-0,22)	0,05 (0-0,1)	0,03 (0-0,08)	0,37 (0,24-0,47)
noviembre 2011	**1,35** (1,21-1,44)	**1,19** (1,13-1,25)	**0,97** (0,88-1,04)	**2,76** (2,49-2,81)
marzo 2012	0,07 (0,04-0,1)	0	0	0,21 (0,11-0,28)
mayo 2012	0,01 (0-0,02)	0	0	**1,07** (0,84-1,23)

	Desembocadura de los tributarios			
	R. Chavarría	R. Las Moras	R. El Chorro	R. Singuil
agosto 2010	0,14 (0,05-0,23)	**1,38** (1,25-1,49)	0,14 (0,08-0,19)	0,52 (0,32-0,67)
noviembre 2010	0,10 (0,06-0,13)	s/d	0,09 (0,07-0,11)	0,03 (0,02-0,04)
marzo 2011	0,01 (0-0,02)	0,10 (0,06-0,14)	0,02 (0,01-0,03)	0
mayo 2011	0,01 (0-0,02)	0,09 (0,05-0,13)	0,23 (0,17-0,28)	0,01 (0-0,02)
agosto 2011	0,06 (0,03-0,1)	0,72 (0,6-0,83)	0,06 (0,04-0,09)	0,03 (0,01-0,05)
noviembre 2011	**0,81** (0,66-0,93)	s/d	**1,2** (1,14-1,24)	**1,19** (1,09-1,26)
marzo 2012	0,02 (0-0,04)	0,25 (0,19-0,31)	0,02 (0,01-0,03)	0,03 (0,01-0,04)
mayo 2012	0,02 (0-0,04)	0,07 (0,04-0,1)	0,01 (0-0,03)	0

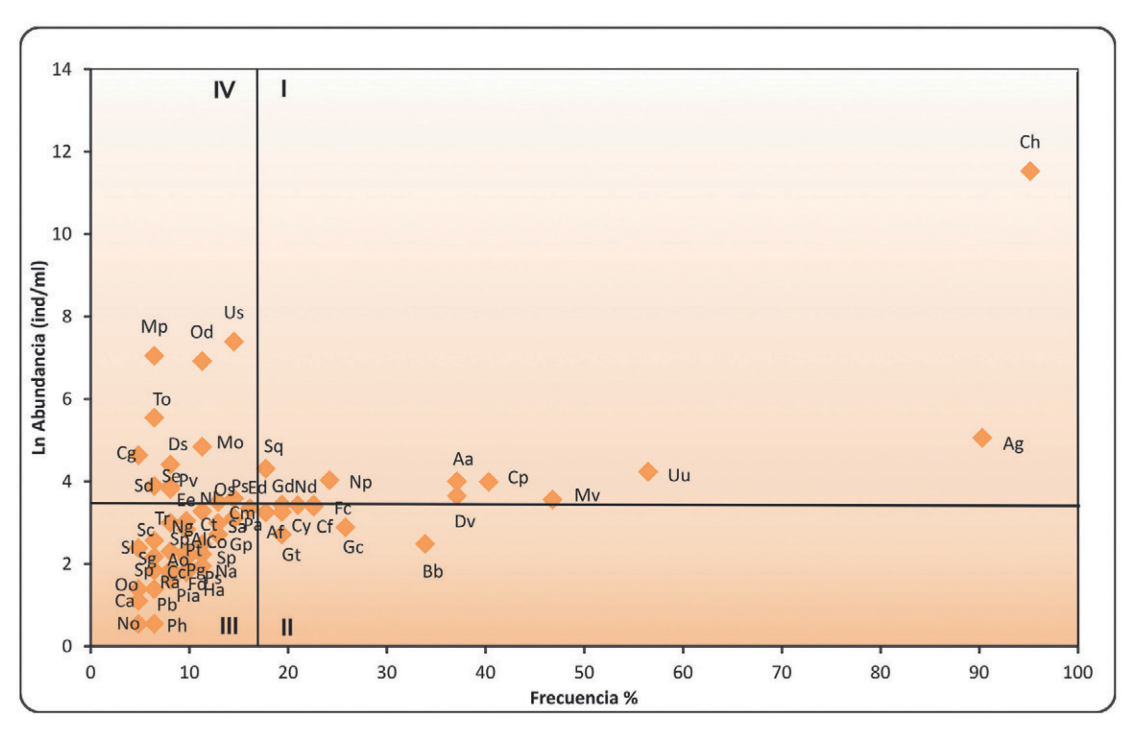


Fig. 5. Diagrama de Olmstead y Tukey del fitoplancton del embalse Escaba. Especies: I) dominantes, II) constantes, III) raras, IV) ocasionales.

aparición y abundancia relativa baja se ubicaron las diatomeas *Cymbopleura amphicephala*, *Gomphonema clavatum* y *G. truncatum* junto a las clorofitas *Ankistrodesmus fusiformis* y *Botryococcus braunii*. Las especies ocasionales estuvieron caracterizadas por nueve clorofitas, dos diatomeas y una cianobacteria. En la categoría de las raras

se ubicaron la mayoría de los taxones registrados, un total de 37, que incluyó sobre todo diatomeas, clorofitas y una carofita. En relación a lo expuesto el diagrama permitió corroborar una situación especial en noviembre de 2011, donde se registró una diferenciación estacional ocasionada por la presencia de estas dos últimas categorías vinculada con la ausencia de *C. hirundinella*.

Breve reseña sobre *Ceratium hirundinella*.— Ante la dominancia de *Ceratium hirundinella* durante la mayor parte del período estudiado se considera oportuno hacer una breve reseña de esta especie.

C. hirundinella es un dinoflagelado microscópico unicelular, de células aplanadas divididas transversalmente en dos mitades (epicono e hipocono) por el cíngulo (surco transversal) donde se ubica un flagelo que le permite los movimientos rotatorios y otro flagelo se ubica en el sulco (surco longitudinal) cuya función es el desplazamiento. Es una especie que se reconoce fácilmente por su contorno asimétrico y la presencia de cuernos, uno en la parte apical y dos o tres basales que ayudan a retardar el hundimiento. Tiene la particularidad de enquistarse generalmente cuando desciende la temperatura y disminuye el fotoperíodo, germinando cuando las condiciones se vuelven propicias. Es frecuente en ambientes de aguas profundas, como lagos y embalses, su distribución estuvo restringida al hemisferio norte pero luego comenzó a dispersarse y convertirse en una especie invasora. El primer registro en Argentina fue realizado en los lagos Andino Patagónicos (Thomasson, 1963). Durante la década de 1990 su distribución se amplió y es citado en las provincias de Neuquén, Río Negro y Buenos Aires por Guerrero & Echenique (1997). Más adelante, se expande en forma invasiva hacia embalses y ríos del centro y norte del país (Boltovskoy *et al*., 2003; Boltovskoy, 2005; Seeligmann & Tracanna, 2009; Silverio *et al*., 2009; Salusso y Moraña, 2014; Galea *et al*., 2014).

La multiplicación excesiva de este dinoflagelado puede ocasionar floraciones que provocan cambios en la coloración del agua, olor desagradable e incluso causar la muerte de peces (Boltovskoy, 2005). Aunque esta especie no produce toxinas su proliferación disminuye el oxígeno disuelto que lleva a su autodestrucción celular. Esto último provoca la liberación de polímeros que obstruyen las branquias en los peces ocasionando una mortandad masiva (Pierotto *et al*., 2007). La presencia del género *Ceratium* en Sudamérica podría estar asociada a los cambios climáticos, modificaciones en el régimen hidrológico y calidad de las aguas (Matsumura-Tundisi *et al*., 2010).

Consideraciones finales

El predominio de *C. hirundinella* en la mayoría de los sitios y meses muestreados ha ocasionado un marcado deterioro de la calidad del agua (coloración parduzca permanente y olor desagradable) que afecta el valor recreativo del embalse.

Algunos factores que favorecerían la permanencia de *Ceratium* en el embalse estarían vinculados a su capacidad de moverse y mantenerse en la columna de agua, de resistir la holomixis y perdurar en condiciones desfavorables por la producción

de quistes. Además, su gran tamaño en relación a otros fitoplanctontes contribuiría a que su herbivoría sea menor. No obstante, en la primavera de 2011 se percibió una leve mejoría del estado trófico del embalse que puede adjudicarse a la dominancia de las algas verdes. Asimismo, se amplió el área de distribución del dinoflagelado en la provincia de Tucumán.

Se considera necesario que se prevea la implementación de una gestión efectiva que contemple monitoreos multidisciplinarios periódicos para controlar la calidad de este recurso acuático y de su cuenca.

Agradecimientos

A la Facultad de Ciencias Naturales e IML, Universidad Nacional de Tucumán (UNT) y a la Fundación Miguel Lillo por la ayuda brindada para la realización de los trabajos de campo. Asimismo, este trabajo se efectuó en el marco del Proyecto PIUNT 26G/529 subsidiado por la Secretaría de Ciencia, Arte e Innovación Tecnológica (SCAIT) de la UNT. También expresamos nuestro agradecimiento a la Dra. María Soledad Bustos, por la realización del mapa.

Participación

Todas las autoras participaron en la búsqueda de información, análisis, así como también la redacción del presente artículo.

Conflictos de intereses

Las autoras declaran no tener ningún conflicto de interés.

Literatura citada

Barros Alexandre D.M., De Andrade E.M., Bezerra Lopes F., Araújo Queiroz Palácio H., Da Silva Ferreira A.C. 2010. The water quality investigation using GIS and multivariable analysis in semiarid regions reservoir. Revista Ciência Agronômica 41 (4): 554-561.

Beardall J., Allen D., Bragg J. 2009. Allometry and stoichiometry of unicellular, colonial and multicellular phytoplankton. New Phytologist 181 (2): 295-309.

Boltovskoy A. 2005. *Ceratium hirundinella* Schrank: Un dinoflagelado invasor en lagos y embalses. Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica 40 (Supl.): 9.

Boltovskoy A., Echenique R., Guerrero J.M. 2003. Colonización de limnótopos de Argentina por *Ceratium hirundinella* (Dinophyceae). Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica 38 (Supl.): 148.

Bustamante Gil C., Ramírez Restrepo J.J., Boltovskoy A., Vallejo A. 2012. Spatial and temporal change characterization of *Ceratium furcoides* (Dinophyta) in the

equatorial reservoir Riogrande II, Colombia. Acta Limnologica Brasiliensia 24 (2): 207-219.

Centro Nacional del Medio Ambiente (CENMA). 2010. Propuesta de utilización de biocriterios para la implementación y monitoreo de la Norma Secundaria de Calidad Ambiental. Criterios y Metodologías. Informe Final. Santiago de Chile.

Del Giorgio P., Vinocur A.L., Lombardo R.J., Tell H.G. 1991. Progressive changes in the structure and dynamics of the phytoplankton community along a pollution gradient in a lowland river - a multivariate approach. Hidrobiologia 224: 129-154.

Di Rienzo J.A., Casanoves F., Balzarini M.G., Gonzalez L., Tablada M., Robledo C.W. 2013. InfoStat versión 2013. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. Recuperado de http://www.infostat.com.ar

Galea M.J., Bazán G.I., Álvarez S.B., Martínez de Fabricius A.L. 2014. Estudio del fitoplancton aguas arriba y aguas abajo del dique Embalse Casa de Piedra, río Colorado (La Pampa, Argentina). Biología Acuática 30: 287-300.

Gauch H.G. (Jr.). 1982. Multivariate analysis in community ecology. Cambridge Univ. Press. Cambridge. UK.

Gibson G.R., Barbour M.T., Stribling J.B., Gerritsen J., Karr J.R. 1996. Biological criteria: Technical guidance for streams and small rivers. Revised edition. United States.

Graham L.E., Graham J., Wilcox L.W. 2009. Algae. Pearson Education INC, San Francisco.

Guerrero J.M., Echenique R.O. 1997. *Ceratium hirundinella* blooms in Argentina reservoirs. Harmful Algae News (UNESCO) 16: 3.

Guiry M.D., Guiry G.M. 2019. AlgaeBase. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. https://www.algaebase.org

Kolkwitz R., Marsson M. 1909. Ökologie der tierischen Saprobien. International Revue of Hydrobiology 2: 126-152.

Lange-Bertalot H. 1979. Pollution Tolerance of Diatoms as Criterion for Water Quality Estimation. Nova Hedwigia 64: 285-304.

Leynaud G. 1979. Métodos generales de depuración de aguas residuales. En: La contaminación de las aguas continentales. Incidencias sobre las biocenosis acuáticas (1-26). Madrid: Eds. Mundi-Prensa.

Lobo E.A., Bender T. 1998. Aplicabilidade de sistemas de sapróbios para avaliaçao da qualidade de águas correntes fortemente poluídas, no sul do Brasil, utilizando diatomáceas. Anais do IV Congresso Latino Americano de Ficologia. Minas Gerais, Brasil, 1: 401-422.

Locascio de Mitrovich C., Villagra de Gamundi A., Tracanna B., Seeligmann C., Buti C. 1997. Situación actual de la problemática limnológica de los embalses de la provincia de Tucumán (Argentina). Lilloa 39: 81-93.

Loez C.R. 1995. Determinación de clorofila *a*. En: Ecosistemas de aguas continentales. Metodología para su estudio I (263-269). La Plata: Ediciones Sur.

Magurran A.E. 2004. Measuring biological diversity. Blackwell Publishing. Oxford, United Kingdom.

Martínez De Marco S., Tracanna B.C. 2001. Limnología del embalse Dr. C. Gelsi (El Cadillal) Tucumán - Argentina. IV: Cambios espaciales y temporales del fitoplancton. Lilloa 40 (2): 223-234.

Martínez De Marco S.N., Tracanna B.C., Isasmendi S.C., Alderete M.C., Taboada M.A., Mirande V. 2018. Evaluación del fitoplancton en el embalse Escaba (Tucumán, Argentina) para caracterizar la calidad de sus aguas. Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica 53 (4): 521-542.

Matsumura-Tundisi T., Tundisi J.G., Luzia A.P., Degani R.M. 2010. Occurrence of *Ceratium furcoides* (Levander) Langhans 1925 bloom at the Billings Reservoir, São Paulo State, Brazil. Brazilian Journal of Biology 70 (3) Suppl.: 825-829.

Meichtry de Zaburlín N., Vogler R.E., Llano V.M., Martens I.S.M. 2013. Fitoplancton del embalse Yacyretá (Argentina-Paraguay) a una década de su llenado. Revista Mexicana de Biodiversidad 84: 225-239.

Moyá G., Ramón G. 1984. Variación espacio temporal de *Ceratium hirundinella*, en los embalses de Cúber y Cúber y Gorg Blau (Mallorca). Limnetica 1: 285-290.

Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (OCDE). 1982. Eutrophication of Waters. Monitoring, Assessment and Control. Cooperative Programmers on Monitoring of Inland Waters (Eutrophication Control), Environment Directorate, OCDE Paris, Final Report. France.

Pantle R., Buck H. 1955. Die biologisch Überwachung der Gewässer und die Darstellung der Egerbnisse. Gas und Wasserfach 96: 604-607.

Pierotto M., Daga C., Rincón A., Prósperi C. 2007. Algas de interés sanitario en embalses del centro-oeste de la provincia de Córdoba, Argentina. Revista de Salud Pública 11 (1): 55-63.

Radwell A. 2000. Ecological integrity assessment of Ozark Rivers to determine suitability for protective status. Arkansas Cooperative Fish and Wildlife Research Unit. Coop. Unit Publication N° 36.

Ramón G., Moyá G. 1984. Distribución estacional de *Planctonema lauterbornii* (Ulotrichaceae) en dos embalses de aguas mineralizadas (Cúber y GorgBlau, Mallorca). Limnetica 1: 291-296.

Salusso M.M., Moraña L.B. 2014. Fitoplancton de embalses subtropicales del noroeste argentino. Gestión y Ambiente 17 (1): 209-222.

Seeligmann C.T., Tracanna B.C. 1994. Limnología del embalse El Cadillal (Tucumán, Argentina) II. Estudio cualitativo del fitoplancton. Cryptogamie, Algologie 15 (1): 19-35.

Seeligmann C., Tracanna B.C. 2009. Dinámica del fitoplancton en un embalse de alta cota del Noroeste Argentino (Tucumán). Limnetica 28: 105-124.

Seeligmann C., Tracanna B.C., Martínez De Marco S., Isasmendi S. 2001. Algas fitoplanctónicas en la evaluación de la calidad de agua de sistemas lóticos en el Noroeste Argentino. Limnetica 20 (1): 123-133.

Silverio M.J., Montañez G., Fra E., Saracho M., Arjona M., Amaya S., Tracanna B. 2009. Variación poblacional de *Ceratium hirundinella* (Dinophyceae) en embalses eutróficos de Catamarca (Argentina) y su relación con parámetros ambientales. Huayllu-Bios 3: 13-31.

Sládeček V. 1973. System of Water Quality from the Biological Point of View. Arch. for Hydrobiologie. Stuttgart, Beiheft 7.

Sokal R.R., Rolf F.J. 1981. Biometry. WH Freeman and Company. San Francisco.

Thomasson K. (1963). Araucanian Lakes. Plankton studies in North Patagonia with notes on terrestrial vegetation. Acta Phytogeographica Suecica 47: 1-139.

Tracanna B.C., Seeligmann C.T., Mirande V., B. de Parra L., T. de Plaza M., Molinari F.M. 1999. Cambios espaciales y temporales del fitoplancton en el embalse Río Hondo (Argentina). Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica 34: 101-105.

Tracanna B.C., Martínez De Marco S.N., Amoroso M.J., Romero N., Chaile P., Mangeaud A. 2006. Physical, chemical and biological variability in the Dr. C. Gelsi reservoir (NW Argentine): A temporal and spatial approach. Limnetica 25 (3): 787-808.

Tracanna B.C., Seeligmann C.T., Mirande V., Martínez De Marco S.N., Isasmendi S. 2014. Peri-Pampean Sierras aquatic systems in Tucumán Province. En Freshwater phytoplankton from Argentina. Phytoplankton diversity and ecology in different aquatic systems. Advances in Limnology 65 (199-213). Stuttgart: Editorial E. Schweizerbart Science Publishers.

Utermöhl H. 1958. Zur Vervollkommung der Quantitativen Phytoplankton Methodik. Mitt International Verein Limnology 9: 1-38.

Whitton B.A., Rott E., Friedrich G. 1991. Use of Algae for Monitoring Rivers. Proceedings International Symposium. Germany.



Composición florística de leñosas del área ribereña de tributarios del embalse Escaba, Tucumán (Argentina). Propuesta de acciones para su restauración ecológica

Floristic composition of woody plants from the riparian area of Escaba reservoir, Tucumán (Argentina). A proposal of actions for its ecological restoration

Mario D. Cecotti Alvarez [1-3*], Martín G. Sirombra [1,2]

[1] Cátedra de Ecología General, Facultad de Ciencias Naturales e IML, Universidad Nacional de Tucumán. Miguel Lillo 205, (T4000JFE) San Miguel de Tucumán, Argentina.
[2] Instituto de Limnología del Noroeste Argentino, Facultad de Ciencias Naturales e IML, Universidad Nacional de Tucumán. Miguel Lillo 205, (T4000JFE) San Miguel de Tucumán, Argentina.
[3] Herbario Fanerogámico, Fundación Miguel Lillo. Miguel Lillo 251, (T4000JFE) San Miguel de Tucumán, Argentina.
* Autor para correspondencia: mariocecotti@gmail.com

Resumen

Los bosques ribereños cumplen funciones específicas en la preservación de las cuencas, proveen materia orgánica a los ríos, retienen y reciclan nutrientes e incrementan la heterogeneidad espacial en las riberas. El presente estudio se llevó a cabo durante los meses de primavera, verano, otoño e invierno de los años 2003 al 2008 en el área ribereña de los ríos Las Moras, El Chorro, Singuil y Chavarría, principales tributarios del embalse Escaba y es el primero que se realizó en el área. El objetivo de este trabajo fue relevar la composición florística de especies leñosas presentes en las áreas ribereñas. A partir de datos de presencia-ausencia, se exploró la riqueza de especies nativas y exóticas de los sitios muestreados. En base a los resultados obtenidos se registraron 36 especies leñosas de las cuales 31 son arbóreas, 4 son arbustivas y 1 es apoyante. Del total de especies arbóreas, 26 son nativas y 5 son exóticas. De estas últimas, *Morus alba* es la especie más agresiva ya que presenta una alto potencial invasor. Las restantes exóticas, son de la ecoregión Chaqueña, cuya presencia en el área ribereña resulta de actividades antropogénicas. Se destaca que el área ribereña posee un alto porcentaje de especies nativas, situación que requiere de un adecuado manejo por partes de los actores de la sociedad local para su correcto uso. Es por

ello que se presenta una propuesta que comprende lineamientos de restauración ecológica activa y pasiva, la construcción de estructuras físicas para estabilizar la primera línea de la terraza fluvial e implantar especies arbóreas nativas imitando el proceso de sucesión ecológica local.

Palabras clave — Composición florística, bosque de ribera, Escaba, propuestas de restauración.

Abstract

Riparian forests serve specific functions in preserving watersheds, by providing organic matter to rivers, retaining and recycling nutrients, and increasing spatial heterogeneity in the banks. This study is the first for the riparian area of Las Moras, El Chorro, Singuil, and Chavarría rivers, the main tributaries of the Escaba reservoir, and was carried out during the spring, summer, autumn and winter months from 2003 to 2008. The objective of this work is to survey the floristic composition of woody species present in the riparian areas. By using presence-absence data, the richness of native and exotic species of the sampled sites was explored. Based on the results obtained, 36 woody species were recorded, of which 31 are arboreal, four shrubby and one is climbing. From the total number of arboreal species, 26 are native and 5 are exotic. Being, *Morus alba* the most aggressive species given its high invasive potential. The remaining exotic species belong to the Chaco ecoregion, whose presence in the riparian area results from anthropogenic activities. It is highlighted that the riparian area has a high percentage of native species, a situation that requires adequate management by the actors of the society for its correct use. That is why a proposal for active and passive ecological restoration guidelines is presented the construction of physical structures to stabilize the first line of the fluvial terrace and the implantion of native arboreal species mimicking the local ecological succession process.

Keywords — Floristic composition, riparian forest, Escaba, restoration proposals.

Introducción

Las áreas ribereñas representan la interfase entre hábitats terrestres y acuáticos (Naiman *et al*., 1993). Esta propiedad les otorga atributos físicos y químicos específicos, propiedades bióticas y procesos de flujo de materia y energía, con interacciones únicas entre los sistemas ecológicos adyacentes (Naiman *et al*., 1988; Risser, 1993). Diversos procesos fluviales tales como crecidas y deposición del suelo aluvial modelan la zona ribereña. Estos factores determinan, a su vez, la formación de una flora característica, típicamente diferente en estructura y función de la vegetación terrestre adyacente (Gregory *et al*., 1991; Naiman *et al*., 1993; Tang & Montgomery, 1995; Prach & Straskrabová, 1996; Naiman & Décamps, 1997). Su función como proveedora de alimento para organismos acuáticos, como moderadora de la temperatura del agua y filtradora de nutrientes y contaminantes (Naiman *et al.*, 1993), como corredor

para el movimiento de organismos (Naiman *et al.*, 1997), y como estabilizadora de los bancos de ríos, (Barling & Moore, 1994; Hood & Naiman, 2000) las convierten en zonas de vital importancia para el mantenimiento de la biodiversidad.

Diversas actividades humanas amenazan la integridad del área riparia. El avance de la frontera agrícola (Hancock *et al.*, 1996; MacNally *et al.*, 2001; Apan *et al.*, 2002; Iwata *et al.*, 2003), la introducción de ganado que ramonea y compacta el suelo por pisoteo (Mathooko & Kariuki, 2000; Meeson *et al.*, 2002), los asentamientos humanos y la extracción de agua (Stromberg *et al.*, 1996; Patten, 1998; Meeson *et al.*, 2002; An *et al.*, 2003), son algunas de las actividades que afectan la funcionalidad de estos ecosistemas, creando, a su vez, ambientes propicios para el establecimiento de vegetación exótica (Richardson *et al.*, 2007). Aunque el proceso de invasión no es en sí mismo antinatural, la tasa por la cual las especies alcanzan hábitats nuevos, ha aumentado notoriamente durante el siglo XX (Lodge, 1993). Las consecuencias de la introducción de especies exóticas pueden variar desde provocar un ligero cambio en la composición de especies hasta la extinción de nativas, generando con esto último una profunda modificación del ecosistema natural (Parker & Reichard, 1997; Sirombra, 2012). A pesar de que las riberas han constituido o constituyen un punto focal de explotación por décadas (Decamps *et al.*, 1988; Washitani, 2001), el conocimiento de la composición de especies en el área de estudio es insuficiente. En coincidencia con esta situación, Sirombra & Mesa (2012), reportan la misma problemática para ríos del sur de la provincia de Tucumán.

El embalse de Escaba y sus áreas ribereñas se encuentran en el extremo sur de la ecoregión de Las Yungas, conocida en el noroeste argentino como Selva Tucumano-Oranense, presenta un clima subtropical Monzónico que caracteriza a la zona, determinando la ocurrencia del 80% de la precipitación anual entre los meses de noviembre a marzo (veranos húmedos, inviernos secos). La precipitación media anual es del orden de 1200 mm y su fuerte gradiente altitudinal, determina una gran variación de sus condiciones climáticas, siendo sus extremos altitudinales los menos lluviosos (Brown & Kappelle, 2001). Este factor confiere a la vegetación una fisonomía particular, característica de este tipo de clima. En áreas bajas, existe una marcada estacionalidad climática dada principalmente por la desigual distribución de las lluvias, mientras que en los sectores más elevados, esta estacionalidad se debe sobre todo a cambios de temperatura (Brown & Kappelle, 2001).

Principales problemas ambientales que afectan a las aéreas ribereñas en estudio

Las selvas de montaña se encuentran entre los ecosistemas más amenazados del mundo debido a su rápida desaparición. Su conservación y desarrollo racional son considerados prioridad internacional. La importancia para la conservación de estos ambientes radica en su papel hidrológico, como así también en su elevada riqueza de plantas y animales y en su acentuada fragilidad a la intervención humana cuando esta se realiza sin técnicas apropiadas (Brown & Grau, 1993; Brown *et al.*, 2002).

En general, la información científica, tanto descriptiva como analítica, del área es escasa. Sirombra y Cecotti (com. pers., 2016) distinguen dos áreas bien diferentes:

Escaba de abajo (ribera del río Singuil) y Escaba de arriba (ribera del río Chavarría y sitios aledaños). El área ribereña del río Singuil, su vegetación original ha sido modificada, la misma es utilizada para cultivos y/o pastaje de animales, pudiéndose apreciar un ambiente muy modificado. Fisonómicamente corresponde a un arbustal no natural, con ejemplares arbóreos aislados. Los pobladores locales utilizan la escasa vegetación arbórea remanente para obtención de leña, tallar herramientas, fabricación de utensilios, y como fuente de tinturas naturales para sus artesanías. Como contraste de esta situación, Escaba de arriba se caracteriza por presentar una tupida vegetación, típicamente selvática. La misma se halla estructurada en varios estratos a los que se asocian formas de vida tales como lianas y epífitos. Estos últimos son más abundantes y diversos que en Escaba de abajo. La presión antropogénica en Escaba de arriba, se evidencia por los tocones de árboles que se observan por todo el sitio. Esto forma gaps o sitios disturbados donde las condiciones de luz, humedad y temperatura son propicias para la instalación de especies pioneras tales como el guarán. Al igual que en Escaba de abajo, el ganado de uso doméstico es uno de los principales problemas ecológicos, ya que éste consume la vegetación del sotobosque deteriorándolo paulatinamente, permitiendo la introducción e instalación de especies exóticas, principalmente de la ecoregión Chaqueña.

En relación con lo anterior, los objetivos de este trabajo consistieron en 1) describir la composición florística de especies leñosas de áreas ribereñas de ríos tributarios del embalse Escaba, 2) proponer buenas prácticas de restauración ecológica para el área ribereña de estos cursos de agua.

Materiales y métodos

El embalse Escaba se encuentra localizado en el departamento Juan Bautista Alberdi, a 110 km al sur de la capital de la provincia. Es el cuarto reservorio de Tucumán en relación a sus dimensiones, su área es de aproximadamente 541 ha, tiene un volumen de 138 hm^3, una profundidad de 65 m al momento del máximo llenado y está situado a 650 m snm (Locascio de Mitrovich *et al*., 1997; Fernández *et al*., 2007). El sistema hidrográfico está representado por una de las cuencas más importantes de Tucumán, la del río Marapa, que recibe principalmente el aporte del embalse arriba mencionado y forma parte de la cuenca del río Salí-Dulce. En el embalse Escaba desaguan dos ríos de régimen permanente, Chavarría al norte y Singuil al sur y dos de caudales menores, Las Moras y El Chorro al oeste del espejo de agua (Fernández *et al*., 2007).

En una primera instancia se realizó un reconocimiento general de las áreas ribereñas y se describió la flora de leñosas asociadas a la misma. Se definieron 8 sitios de muestreo definidos como: Escaba de arriba formado por arroyo Las Moras (MOR1 y MOR2), arroyo El Chorro (CHO1 y CHO2) y río Chavarría (CHAV1 y CHAV2), y Escaba de abajo integrado por río Singuil (SING1 y SING2). El muestreo se llevó a cabo durante los meses de primavera, verano, otoño e invierno de los años 2003 al 2008. Con posterioridad, se realizaron nuevas visitas para corroborar información. Para el relevamiento de datos en el área ribereña, se utilizó una transecta lineal de

50 metros, dispuesta en forma paralela al río, en ambos márgenes, registrando datos de presencia-ausencia de especies ribereñas de acuerdo a Sirombra (2012). La mayoría de las especies se identificaron en el campo. Para aquellos taxones dudosos, se recurrió a un registro fotográfico para su posterior identificación en laboratorio. La nomenclatura botánica de cada taxón se ajustó a las bases de datos de IPNI (https://www.ipni.org/), The Plant List (https://www.ipni.org/), Tropicos (http://www.tropicos.org/) y Flora del Cono Sur (http://www.darwin.edu.ar/proyectos/floraargentina/Familias.asp).

Resultados

En la tabla 1 se encuentran listadas las especies exóticas y nativas presentes en los sitios de muestreo. Un total de 36 especies leñosas fueron identificadas en las zonas de relevamiento: 31 de hábito arbóreo, 4 arbustivas y 1 apoyante. Del total, el 14 % fueron especies exóticas, mientras que el 86 % restante comprende vegetación nativa.

Los valores de riqueza por sitio de muestreo se muestran en la Fig. 1. El sitio CHAV2 presentó una mayor riqueza de especies (19 nativas, 2 exóticas) en comparación con los sitios MOR1, MOR2, CHO1, CHO2, SING1, SING2, CHAV1 (entre 6 a 12 nativas, entre 2 a 4 exóticas). Del total de especies registradas, 5 arbóreas son reconocidas como exóticas invasoras (*Manihot grahamii*, *Morus alba*, *Schinus bumelioides*, *Vachellia caven*, *Vachellia macracantha*), siendo *M. alba* la que más peligrosidad representa por su gran capacidad invasora.

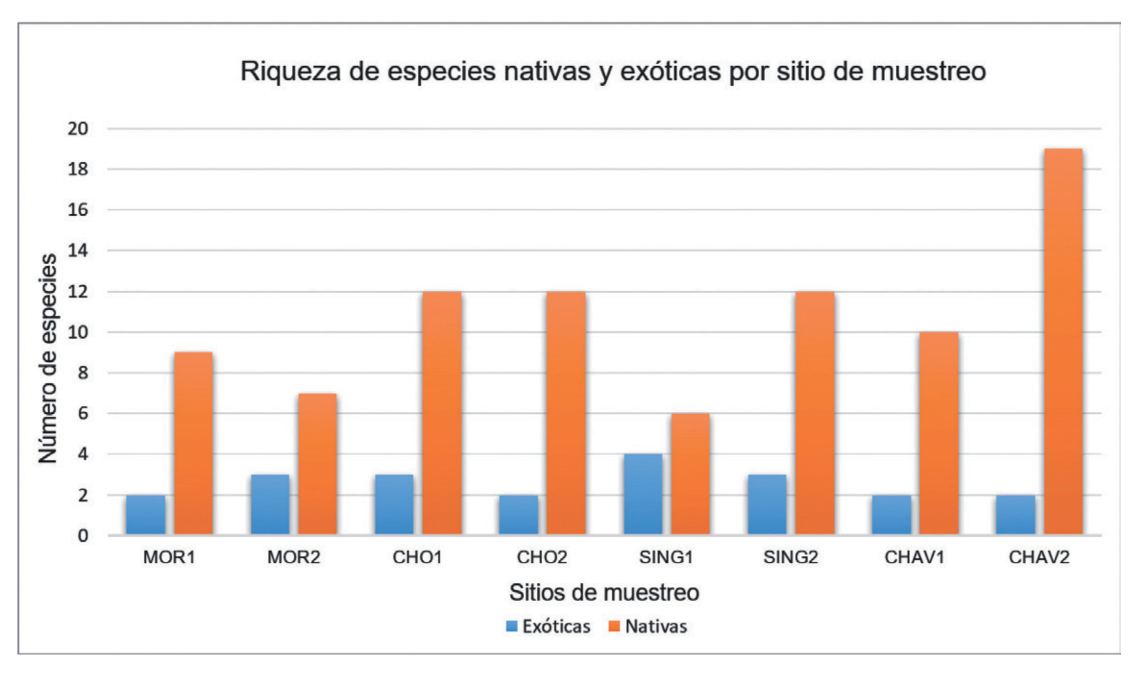


Figura 1. Riqueza de especies nativas y exóticas por sitio de muestreo. **Referencias:** MOR1: Moras 1; MOR2: Moras 2; CHO1: Chorro 1; CHO2: Chorro 2; SING1: Singuil 1; SING2: Singuil 2; CHAV1: Chavarría 1; CHAV2: Chavarría 2.

Tabla 4. Listado florístico de especies para ocho sitios de estudio. **Referencias:** E: exótica; N: nativa; ARB: árbol; ABT: arbusto; APOY: apoyante.

Especies / Sitios	Origen	Hábito	Mor1	Mor2	Cho1	Cho2	Sing1	Sing2	Chav1	Chav2
Allophylus edulis (A. St.-Hil., A. Juss. & Cambess.) Hieron. ex Niederl.	N	ARB				x		x	x	x
Anadenanthera colubrina (Vell.) Brenan var. *cebil*	N	ARB						x		
Baccharis salicifolia (Ruiz & Pav.) Pers.	N	ABT							x	x
Blepharocalyx salicifolius (Kunth) O. Berg	N	ARB			x	x				x
Cedrela angustifolia DC.	N	ARB								x
Celtis tala Gillies ex Planch.	N	ARB					x	x		
Celtis iguanaea (Jacq.) Sarg.	N	APOY	x	x	x	x	x	x		x
Cestrum parqui L'Hér.	N	ABT					x	x		
Dendrophorbium peregrinum (Griseb.) C. Jeffrey	N	ABT			x	x				
Enterolobium contortisiliquum (Vell.) Morong	N	ARB	x	x					x	x
Eugenia uniflora L.	N	ARB	x						x	x
Juglans australis Griseb.	N	ARB	x	x	x	x		x		
Manihot grahamii Hook.	E	ARB		x						
Morus alba L.	E	ARB			x	x	x	x		
Myrcianthes cisplatensis (Cambess.) O. Berg	N	ARB	x	x	x	x			x	x
Myrcianthes pungens (O. Berg) D. Legrand	N	ARB			x					
Myrsine laetevirens (Mez) Arechav.	N	ARB			x	x				
Ocotea porphyria (Griseb.) van der Werff	N	ARB			x	x				x
Phyllostylon rhamnoides (J. Poiss.) Taub.	N	ARB	x	x	x	x				
Piper tucumanum C. DC.	N	ARB								x
Prunus tucumanensis Lillo	N	ARB			x					x
Ruprechtia laxiflora Meisn.	N	ARB	x	x	x	x			x	x
Salix humboldtiana Willd. var. *humboldtiana*	N	ARB	x					x		
Senegalia praecox (Griseb.) Seigler & Ebinger	N	ARB			x	x		x		
Senna spectabilis (DC.) H.S. Irwin & Barneby	N	ARB								x
Schinus bumelioides I.M. Johnst.	E	ARB	x	x	x	x	x	x	x	x
Tecoma stans (L.) Juss. ex Kunth var. *stans*	N	ARB	x				x	x	x	x
Terminalia triflora (Griseb.) Lillo	N	ARB		x						
Tessaria integrifolia Ruiz & Pav.	N	ARB						x		
Trema micrantha (L.) Blume	N	ARB								x
Urera caracasana (Jacq.) Gaudich. ex Griseb.	N	ARB						x	x	x
Vachellia caven (Molina) Seigler & Ebinger	E	ARB					x			
Vachellia macracantha (Humb. & Bonpl. ex Willd.) Seigler & Ebinger	E	ARB	x	x	x	x	x	x	x	x
Vernonanthura squamulosa (Hook. & Arn.) H. Rob.	N	ABT					x	x	x	x
Xylosma pubescens Griseb.	N	ARB					x		x	x
Zanthoxylum coco Gillies ex Hook. f. & Arn.	N	ARB								x
Total de especies			11	10	15	15	10	15	12	21

En general, en este trabajo se encontró que la composición florística de los ríos que alimentan al embalse de Escaba, está integrada por especies nativas y exóticas. La presencia de especies leñosas exóticas, representa una amenaza considerable, debido a los posibles cambios que las mismas pueden generar en el ensamble de especies por facilitación y/o daño económico (Castro-Díez *et al*., 2004).

En los sitios SING 1 y 2 (Escaba de abajo), la vegetación original ha sido modificada, debido a que el área es utilizada para cultivos y/o pastaje de animales, pudiéndose apreciar un ambiente muy modificado. Fisonómicamente corresponde a un arbustal, no natural, con ejemplares arbóreos aislados. Los pobladores locales utilizan la escasa vegetación arbórea remanente para obtención de leña, para tallar herramientas, para realizar utensilios, para fuente de tinturas (colorantes naturales), entre otros. El estrato arbustivo es casi continuo, con una altura media de 2 metros, donde se destacan *Cestrum parquii, Vernonanthura squamulosa* entre otros. La carga animal, en su mayoría ganado vacuno y caprino, que soporta la zona es alta. El impacto de la herbivoría se refleja en los renovales de árboles, que presentan porte reducido, tallos gruesos y evidencias de ramoneo. Asimismo, este tipo de ganado promueve la dispersión de especies arbóreas típicamente chaqueñas, mayormente de las leguminosas espinosas como *V. caven* "churqui", que compite por determinadas condiciones y recursos resultando, en el marco de presiones antropogénicas constantes y crecientes, más exitosa. Los epífitos son en su mayoría no vasculares, aunque fisonómicamente predomina una especie del género *Tillandsia*. La mayoría de los porta epifitos, son árboles aislados, que alcanzan una altura máxima de 20 metros, destacándose *Myrcianthes cisplatensis*, *Ruprechtia laxiflora*, *Celtis tala*, *Xylosma pubescens*, *Allophylus edulis*.

Los sitios CHAV 1 y 2 (Escaba de arriba), se caracterizan por presentar una tupida vegetación, típicamente selvática. La misma se halla estructurada en varios estratos a los que se asocian formas de vida tales como lianas y epífitos. Estos últimos son más abundantes y diversos que en Escaba de abajo (sitios SING 1 y 2).

En el estrato arbóreo superior, predominan árboles emergentes de hasta 30 metros de altura como *Blepharocalyx salicifolius*, *Cedrela angustifolia*, *Juglans australis*. Otras especies de menor porte (hasta 20 m) son *Enterolobium contortisiliquum*, *R. laxiflora* que se disponen formado un segundo estrato arbóreo, y el tercer estrato arbóreo (menos de 15 m), está formado por *Eugenia uniflora*, *Prunus tucumanensis*, *Zanthoxylum coco*, *A. edulis*, *Celtis iguanea*, *Tecoma stans*. El estrato arbustivo se caracteriza por la presencia de *Urera caracasanna*. En sitios abiertos o perturbados se encuentran ejemplares de *C. parquii* y algunas especies de compuestas. A pesar que el foco del estudio ha sido las leñosas, se ha observado en el estrato herbáceo la presencia de *Urtica dioica*, especímenes de los géneros *Duchesnea* y *Justicia*. Se destaca la presencia de epífitos, muy abundantes, además de líquenes y musgos, entre las pteridofitas *Polypodium twedianum*, *Asplenium auritum*, *Microgramma squamulosa*, *Polypodium aureum* y las bromeliáceas *Aechmea distichanta*, *Vriesea friburgensis* y *Tillandsia usneoides* especie indicadora de alta humedad. Los epífitos se encuentran diferencialmente distribuidos, en el tronco principal y ramas secundarias, dependiendo además del tipo de corteza del porta epífito (exfoliante o rugosa). Esta forma de vida, que utiliza los árboles solo como soporte, es un excelente medidor de contaminación aérea

(Brown & Grau, 1993). Teniendo en cuenta esta afirmación, se puede destacar que Escaba, en general, es un lugar libre de contaminación ambiental donde se logra disfrutar de la naturaleza en todo su esplendor.

La presión antrópica en Escaba de arriba, se evidencia por los restos de tocones de árboles que se observan por todo el sitio. Esto forma *gaps* o sitios disturbados donde las condiciones de luz, humedad y temperatura son propicias para la instalación de especies pioneras tales como el "guarán". Al igual que en Escaba de abajo actualmente el ganado es uno de los principales problemas ecológicos, ya que éste consume la vegetación del sotobosque deteriorándolo paulatinamente, y permitiendo la dispersión de especies de origen chaqueño como, *V. caven, V. macracantha y S. bumelioides* (Sirombra, 2012).

Los sitios MOR1, MOR2, CHO1, CHO2, presentan una fisonomía muy similar entre sí, con desarrollo de un bosque de ribera de buena calidad, el dosel está formado por *B.* salicifolius y *J. australis,* un estrato intermedio formado por *E. contortisiliquum, M. cisplatensis, R. laxiflora, M. alba* y un estrato inferior formado por *M. pungens* y *E. uniflora*. Se ha observado al igual que en Escaba de arriba, la presencia de epífitos, líquenes y musgos, indicadores de baja contaminación ambiental aérea.

En estos sitios la presión antrópica se produce por cruces de caminos y extracción selectiva de especies maderables que se evidencia por la presencia de tocones de árboles. Al igual que en los sitios de Escaba de arriba, la presencia de especies de origen chaqueño como *V. caven, V. macracantha y S. bumelioides* es evidencia de ganadería intensa.

Buenas prácticas para la restauración ecológica

La Restauración Ecológica consiste en restablecer los procesos fisio-ecológicos que ocurren naturalmente en un ecosistema. La meta consiste en recuperar su estructura, función y dinámica.

Para ello, existen dos alternativas posibles.

1) Restauración pasiva, que implica eliminar los impactos negativos (causan degradación en un sistema ecológico a lo largo del tiempo) mayormente antropogénicos (ganadería, fuego, urbanizaciones, uso del suelo, otros) para permitir que el sistema se recupere mediante el proceso de sucesión ecológica. Esto finalmente depende de la capacidad de resiliencia de un determinado ambiente. Estos conceptos se pueden aplicar perfectamente a un sistema fluvial ribereño. A pesar de su nombre, este mecanismo está muy lejos de ser "pasivo", ya que en el mismo interviene la fauna local de un modo muy importante (ejemplo, dispersando semillas, polinizando flores).

2) Restauración activa, implica acciones directas en las que la intervención del ser humano ayuda o acelera la recuperación de las funciones de un sistema (ejemplo, planificar una plantación con especies nativas de árboles en el área ribereña). Este tipo de intervención resulta más costosa y es más prolongada en el tiempo.

Muchas veces, surgen otras dificultades locales y no es posible restaurar la totalidad de la estructura y por consiguiente la funcionalidad del área ribereña; así, cuando surgen limitaciones (altos costos, suelos muy contaminados o alterados) se puede hablar de una restauración parcial o de "Rehabilitación", proceso que asume solamente la recuperación de algunos elementos, procesos o funciones importantes (permite el uso de especies no nativas). Es un concepto ampliamente validado en la bibliografía. Es aplicable, cuando no se pueden eliminar todas las presiones e impactos que ocurren en un sistema ecológico. Un sistema fluvial rehabilitado puede cumplir con buena parte de sus funciones y servicios aunque no haya logrado toda la naturalidad deseable (Ollero-Ojeda, 2015).

En base a lo expresado anteriormente es posible establecer una serie de prioridades y acciones para el área ribereña y su vegetación en Escaba de arriba y en Escaba de abajo.

En Escaba de arriba y sitios aledaños, el estado general de conservación de la vegetación del área ribereña es óptimo. Sin embargo, al ser la ganadería a campo el principal factor de degradación, se recomienda implementar acciones de restauración pasiva. Como ejemplo, se sugiere cercar el área ribereña de interés (como figura de protección) para evitar que el ganado circule libremente por el rio y por el área ribereña adyacente.

En Escaba de abajo y zonas de influencia, es donde se registraron los impactos antropogénicos más importantes (ganadería, desmontes, movimientos de suelo, urbanizaciones para recreación, campings, aperturas de caminos y sendas) entre otras. Entonces, la prioridad de restauración recomendada consiste primero en eliminar las presiones humanas y sus respectivos impactos (restauración pasiva) para luego proceder a implementar acciones de restauración activa o rehabilitación, según sea el caso.

Se aconseja comenzar con la recuperación de las geoformas fluviales tanto en el cauce como en las orillas, tratando de darles una morfología natural. Posteriormente se recomienda intervenir el suelo y la vegetación en las riberas, con acciones concretas de restauración activa (ejemplo, plantación de especies nativas de árboles y arbustos, control y manejo de especies exóticas).

La revegetacion de las riberas debería tener como objetivo principal mejorar la calidad del hábitat ribereño y además iniciar o acelerar la formación de una masa vegetal de ribera. Para lograr esto, se debe considerar el ecosistema de referencia, ya indicado en algunas estaciones de muestreo en la zona. Se recomienda imitar el mismo diseño descripto como referencia. La idea final es la de obtener una estructura vegetal similar a la correspondiente al área de estudio. Esta condición podría evitar el ingreso al sistema de especies alóctonas. Otra ventaja de la revegetación, sería que se puede lograr una mejora en la continuidad y conectividad entre ecosistemas adyacentes, lo que facilita el movimiento de la fauna local a lo largo de las riberas. Por último, se sugiere la utilización de especies nativas y la continuidad de relevamientos botánicos y faunísticos que permitan monitorear a futuro el avance o retroceso del sistema estudiado.

Conclusiones

Este relevamiento evidenció un bosque de ribera cuya composición de especies no se diferencia del bosque adyacente. Todas las leñosas nativas identificadas han sido citadas como especies típicas de Yungas. Este tipo de composición florística no se encuentra limitada por su cercanía a la ribera, lo cual es congruente con este estudio.

Este trabajo pionero en las áreas ribereñas del embalse de Escaba citadas ha evidenciado dos zonas contrastante por su estado de conservación: Escaba de abajo y Escaba de arriba.

Los sitios que forman Escaba de abajo, muestran un claro efecto de degradación producto de la alta presión antropogénica y procesos de transformación de su vegetación nativa. Entre las exóticas observada, *M. alba*, es la especie con mayor potencial invasor. Los sitios que forman Escaba de arriba, muestran un estado de conservación óptima, pero se ha observado que la ganadería representa un potencial factor de antropogenización. Teniendo en cuenta estas amenazas potenciales se propone una serie de recomendaciones de prácticas adecuadas de manejo.

Agradecimientos

Parte de este trabajo fue financiado por el PROYECTO PIUNT Tipo A – Código G529. “Ecología y biodiversidad de los humedales artificiales y naturales incluyendo los ribereños del noroeste argentino con énfasis en el impacto antropogénico” de la Universidad Nacional de Tucumán.

Conflictos de intereses

Los autores declaran no tener ningún conflicto de interés.

Literatura citada

Apan A.A., Raine S.R., Paterson M.S. 2002. Mapping and analysis of changes in the riparian landscape structure of the Lockyer Valley catchment, Queensland, Australia. Landscape and Urban Planning 59: 43–57.

Barling R.D., Moore I.D. 1994. Role of buffer strips in management of waterway pollution: a review. Environmental Management 18: 543–558.

Brown A.D., Grau A., Lomáscolo T., Gasparri N.I. 2002. Una estrategia de conservación para las selvas subtropicales de montaña (Yungas) de Argentina. Ecotropicos 15 (2): 147-159.

Brown A.D., Grau H.R. 1993. La naturaleza y el hombre en las selvas de montaña. Sociedad Alemana de Cooperación Técnica (GTZ).

Brown A.D., Kappelle M. 2001. Introducción a los bosques nublados del neotrópico: una síntesis regional. En: Kappelle, M., Brown, A. (Eds). *Bosques Nublados del Neotrópico*. Costa Rica (pp. 27-40). Editorial IMBIO.

Castro-Díez P., Valladares F., Alonso A. 2004. La creciente amenaza de las invasiones biológicas. Revista Ecosistemas 13 (3): 61-68.

Decamps H., Fortune M., Gazelle F., Pautou G. 1988. Historical influence of man on the riparian dynamics of a fluvial landscape. Landscape Ecology 1 (3): 163-173.

Fernández D.S., Puchulu M.E., Czerniczyniec M. 2007. Trabajo de campo en el embalse Escaba. En: Cicerone D.S. y Hidalgo M. del V. (Eds.). *Los Humedales de la Cuenca del Río Salí* (pp. 227-254). Jorge Baudino Ediciones, Buenos Aires.

Gregory S.V., Swanson F.J., McKee A.W., Cummins K.W. 1991. An ecosystem perspective of riparian zones. Bioscience 41: 540-551.

Hancock C.N., Ladd P.G., Froend R.H. 1996. Biodiversity and management of riparian vegetation in Western Australia. Forest Ecology and Management 85: 239–250.

Hood W.G., Naiman R.J. 2000. Vulnerability of riparian zones to invasion by exotic vascular plants. Plant Ecology 148: 105–114.

Iwata T., Nakano S., Murakami M. 2003. Stream meanders increase insectivorous bird abundance in riparian deciduous forests. Ecography 26: 325–337.

Locascio de Mitrovich C., Villagra de Gamundi A., Tracanna B., Seeligmann C., Buti, C. 1997. Situación actual de la problemática limnológica de los embalses de la provincia de Tucumán (Argentina). Lilloa 39: 81-93

Lodge D.M. 1993. Biological Invasions: Lessons for Ecology. Trends in Ecology and Evolution 8: 133-137.

Mac Nally R., Parkinson A., Horrocks G., Conole L., Tzaros C. 2001. Relationships between terrestrial vertebrate diversity, abundance and availability of coarse woody debris on southeastern Australian floodplains. Biological Conservation 99: 191–205.

Mathooko J.M., Kariuki S.T. 2000. Disturbances and species distribution of the riparian vegetation of a Rift Valley stream. African Journal of Ecology 38: 123–129.

Meeson N., Robertson A.I., Jansen A. 2002. The effects of flooding and livestock on post-dispersal seed predation in river red gum habitats. Journal of Applied Ecology 39: 247–258.

Morales J.M., Sirombra M., Brown A.D. 1995. Riqueza de árboles en las Yungas argentinas. En: Brown A.D., Grau H.R. (Eds.), *Investigación, conservación y desarrollo en las selvas de montaña del noroeste argentino. Argentina* (pp. 163-174). Tucumán: LIEY-UNT.

Naiman R.J., Décamps H., Pastor J., Johnston C.A. 1988. The potencial importance of boundaries to fluvial ecosystems. Journal of the North American Benthological Society 7: 289-306.

Naiman R.J., Décamps H., Pollock M. 1993. The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity. Ecological Applications 3: 209-212.

Naiman R.J., Decamps H. 1997. The ecology of interfaces: riparian zones. Annual Review of Ecology and Systematics 28: 621-658.

Ollero-Ojeda A. 2015. Guía metodológica sobre buenas prácticas en restauración fluvial (manual para gestores). *Zaragoza: Contrato de río del Matarraña*.

Parker I.M., Reichard S.H. 1997. Critical issues in invasion Biology for Conservation Science. Fiedler P.L. y Kareiva P.M. (eds.). *Conservation Biology for the Coming Decade*. New York. (pp. 283-305). Chapman and Hall. USA.

Prach K., Straskrabová J. 1996. Restoration of degraded meadows: an experimental approach. Floodplain ecology and management. Prach K., Jeník J., y Large A.R.G. (eds.). *The Luznice River in the Trebon Biosphere Reserve, Central Europe*. (pp. 87–93). SPB Academic Publishing. Amsterdam.

Risser P.G. 1993. Ecotones. Ecological Applications 3: 369-445.

Sirombra M.G., Mesa L.M. 2010. Composición florística y distribución de los bosques ribereños subtropicales andinos del Río Lules, Tucumán, Argentina. Revista de Biología Tropical 58 (1): 499-510.

Sirombra M.G. 2012. Diagnóstico y Propuestas de Gestión Ambiental sobre la base del estudio de calidad de ecosistemas ribereños en un sector del pedemonte oriental de la Sierra de San Javier, Tucumán. (Tesis Doctoral), Universidad Nacional de Tucumán, Argentina.

Sirombra M.G., Mesa L.M. 2012. A method for assessing the ecological quality of riparian forests in subtropical Andean streams: QBRy index. Ecological Indicators 20: 324–331.

Tang S.M., Montgomery D.R. 1995. Riparian buffers and potentially unstable ground. Environmental Management 19: 741–749.

Washitani I. 2001. Plant conservation ecology for management and restoration of riparian habitats of low land Japan. Population Ecology 43: 189–195.



Avifauna del embalse Escaba, Tucumán, Argentina

Birds community in Escaba reservoir, Tucumán, Argentina

Ada L. Echevarria[1*], María E. Fanjul[1,2], María V. Martínez[1]

[1] Instituto de Vertebrados, Ornitología, Fundación Miguel Lillo. Miguel Lillo 251, (T4000JFE) San Miguel de Tucumán, Argentina.
[2] Facultad de Ciencias Naturales e IML, Universidad Nacional de Tucumán (UNT). Miguel Lillo 205, (T4000JFE) San Miguel de Tucumán, Argentina.
* Autora para correspondencia: alechevarria@lillo.org.ar

Resumen

El objetivo del presente estudio fue identificar la comunidad de aves del Embalse Escaba, Tucumán, y sus alrededores, describir su estructura (riqueza y abundancia), su composición y determinar su variación estacional. Se realizaron 53 conteos en las inmediaciones del espejo de agua del embalse y las desembocaduras de los ríos tributarios, desde el invierno 2010 hasta el otoño 2012. Se realizaron censos de transectas de faja de largo y ancho fijo (1000 x 50 m). Se analizó la variación en riqueza de especies y abundancia relativa, y se calcularon las curvas de rango-abundancia para analizar la composición. Se registró un total de 17544 individuos, de 66 especies (30 familias y 17 órdenes). La riqueza y abundancia de especies varió entre las estaciones. Las curvas mostraron una variación en la composición de la comunidad a lo largo de las diferentes estaciones del año. Se identificó una especie migratoria neártica-neotropicales y 18 migrantes regionales. Los ensambles tróficos mejores representados fueron el de aves que buscan alimento caminando entre la vegetación y desde perchas o en vuelo. El trabajo refuerza la riqueza específica registrada en el embalse Escaba observada ya en trabajos previos, se fortalece el concepto sobre los embalses artificiales como sitios importantes para las aves de la región. Principalmente para aquellas aves residentes, migratorias y típicas de Yungas que varían su composición según la estación del año. Esto incrementaría el valor del humedal como sitio de importancia para la conservación de las aves.

Palabras clave — Aves, humedal artificial, migratorias, Selva Montana Subtropical, variación estacional.

Abstract

The aim of this study is to identify the bird's community of Escaba Reservoir in Tucumán and its surroundings, describe its structure (richness and abundance), its composition and determine its seasonal variation. 53 bird counts were carried out in the immediate vicinity of the reservoir water body and the mouths of the tributaries, from winter 2010 to autumn 2012. Censuses were carried out on strip transects of fixed length and width (1000 x 50 m). The variation in species richness and relative abundance was analyzed, and we calculated the range-abundance curves to analyze the composition. A total of 17544 individuals of 66 species (30 families and 17 orders) were recorded. Species richness and abundance varied between seasons. The curves showed a variation in the composition of the community throughout the different seasons of the year. One Nearctic-Neotropical migratory species and 18 regional migrants were identified. The best represented trophic assemblages were those of birds looking for food by walking through the vegetation and flying from perches. This work reinforces the specific richness recorded in the Escaba reservoir, already observed in previous works, and strengthens the concept of artificial reservoirs as important sites for birds in the region. Mainly for resident, migratory and typical birds of the Yungas, which vary their composition according to the season of the year. This would increase the value of the wetland as an important site for bird conservation.

Keywords — Bird, artificial wetland, migratory birds, seasonal variation, Subtropical Montane Forest.

Introducción

Desde el punto de vista ambiental, la construcción e instalación de embalses artificiales tienen un rol positivo no previsto en su planificación original. Estos son generadores de nuevos hábitats, los cuales sirven, por un lado, como lugares de paso y reabastecimiento para las aves migratorias y, por el otro, como sitios de alimentación y reproducción para las residentes (Echevarria, 2001).

El estudio de la composición y estructura de una comunidad de aves depende de factores tanto espaciales como temporales. En este sentido, la variación estacional de una comunidad es un indicador importante a considerar (al igual que lo son la riqueza de especies y abundancia) para evaluar la respuesta de la avifauna ante cambios naturales o antrópicos generados en un sitio dado (Blake, 1992; Wiens, 1992; Ronchi Virgolini *et al*., 2013). En las comunidades de aves en los embalses, las fluctuaciones, a nivel temporal, están dadas por el arribo, partida y/o establecimiento de las especies migratorias (Rappole 1995; Echevarria & Chani, 2006; Pérez-Granados *et al*., 2013; Sebastián-González *et al*., 2013; Kottawa-Arachchi & Gamage, 2015), como así también por variaciones estructurales en las especies residentes (Silva & Nakano, 2008; Sih *et al*., 2011).

El embalse Escaba se encuentra emplazado en la zona ornitogeográfica de las Yungas, que se extiende por las laderas orientales de las montañas del noroeste de Argentina, entre las provincias de Salta, Jujuy, Tucumán y Catamarca. Es una región

rica en diversidad de aves, destacándose cinco especies exclusivas de las Yungas australes (*Amazona tucumana*, *Penelope dabbenei*, *Megascops hoyi*, *Cinclus schulzi*, *Atlapetes citrinellus*), y otras ocho especies que poseen una distribución restringida, principalmente, durante la estación reproductiva (*Leptotila megalura*, *Cypseloides rothschildi*, *Eriocnemis glaucopoides*, *Microstilbon burmeisteri*, *Dryobates frontalis*, *Elaenia strepera*, *Atlapetes fulviceps*, *Microspingus erythrophrys*) (Blendinger & Alvarez, 2009; Narosky & Yzurieta, 2010; Nores, 1989).

Estudios previos en la zona indicaron la necesidad de seguir evaluando las características de la avifauna de la región, principalmente los posibles cambios asociados a la estacionalidad del ambiente y al aporte de especies migratorias (Echevarria & Fanjul, 2016). El objetivo del presente estudio fue identificar la comunidad de aves del Embalse Escaba, Tucumán, y sus alrededores, describir su estructura (riqueza y abundancia), su composición y determinar su variación estacional.

Materiales y métodos

Relevamiento de aves.— Se realizaron 53 conteos de aves en el espejo de agua del embalse y las desembocaduras de los ríos Singuil, Chavarría Las Moras y El Chorro, durante un periodo de dos años de muestreos, cuyo intervalo abarcó desde el invierno 2010 hasta el otoño 2012 (Figura 1 a-j). En cada estación del año (otoño, invierno, primavera, verano), se realizaron censos a través del método de transectas de faja de largo y ancho fijo (1000 x 50 m), a cada lado de la línea de marcha (Bibby *et al*., 2000). La identificación se efectuó mediante la utilización de binoculares de 10 x 50 mm. El esfuerzo de muestreo (número de transectas por estación) fue variable según la cota de nivel del espejo de agua y sus tributarios, por lo que la cantidad de muestras obtenidas entre las estaciones del año fueron diferentes (Echevarria & Fanjul, 2016). La nomenclatura y clasificación taxonómica se realizó en base a los criterios de Remsen *et al*., (2020).

Análisis de datos.— Se determinó la riqueza total para la comunidad y para cada estación del año y, a su vez, se calculó la abundancia relativa (AR), para cada especie. Para cada estación de muestreo se graficaron curvas de rango-abundancia (Krebs, 1989; Feinsinger, 2003). Dichas curvas tienen como finalidad mostrar, de manera gráfica, como varía la abundancia relativa de las especies entre (en este caso) las diferentes estaciones evaluadas. Las especies fueron ordenadas de manera decreciente en función de sus abundancias relativas sobre el eje y, mientras que en el eje x se ubicaron las diferentes estaciones (Krebs, 1989; Feinsinger, 2003). Para una mejor visualización de los gráficos de rango-abundancia, las especies se separaron en dos grupos de acuerdo con el criterio de Echevarria (2001): acuáticas o dependientes de humedales (A/H) y de bosques y/o pastizales (B/P).

Se caracterizó la comunidad de aves de acuerdo a los ensambles tróficos, según los criterios de Bucher y Herrera (1981); Sarrias *et al*. (1996); Echevarria (2001); Ronchi-Virgolini *et al*. (2008) y Ronchi-Virgolini *et al*. (2010); dichos criterios agrupan a las aves según sus patrones de explotación de los recursos tróficos, tomando

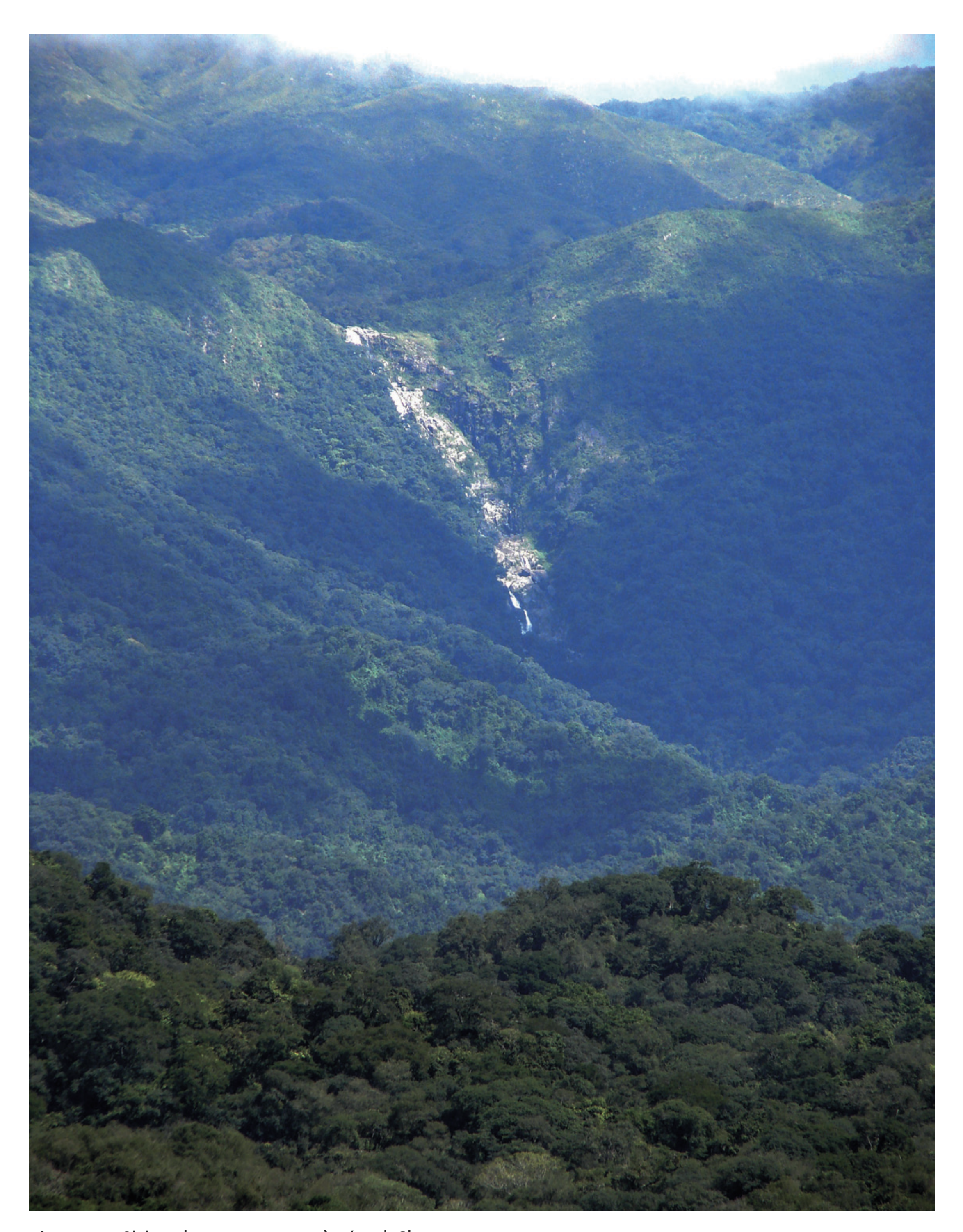


Figura 1. Sitios de muestreos: **a)** Río El Chorro.

en cuenta, el cómo (tácticas) y dónde (microhábitats) buscan el alimento. Con dichas características se definieron los siguientes ensambles: I) aves que buscan el alimento nadando en la superficie, II) aves que buscan el alimento buceando y/o zambulléndose, III) aves que buscan el alimento caminando en playas y/o aguas someras, IV) aves que buscan el alimento desde perchas y/o en vuelo, V) aves que buscan el alimento desplazándose entre la vegetación.



Figura 1. Sitios de muestreos: **b)** Desembocadura Río El Chorro.

Resultados

Durante el período de estudio, se registró un total de 17544 individuos, pertenecientes a 66 especies (31 de ellas son A/H y los 35 restantes B/P), distribuidas en 30 familias y 17 órdenes (Figura 2 a-i). La estación que presentó mayor riqueza fue el otoño 2011 (32 especies), mientras que los valores más bajos se obtuvieron en invierno 2011 (17 especies). En relación a la abundancia total por estación, la de mayor número de individuos fue la primavera 2010 (13147 individuos) y la de menor fue el otoño 2012 (328 individuos), los detalles de cada estación, se observan en la Tabla 1.

Las curvas de rango abundancia mostraron que existe una variación en la composición de la comunidad de aves a lo largo de las diferentes estaciones del año. Las formas de las curvas, el largo y el ancho de cada una de ellas fue variable entre las es-

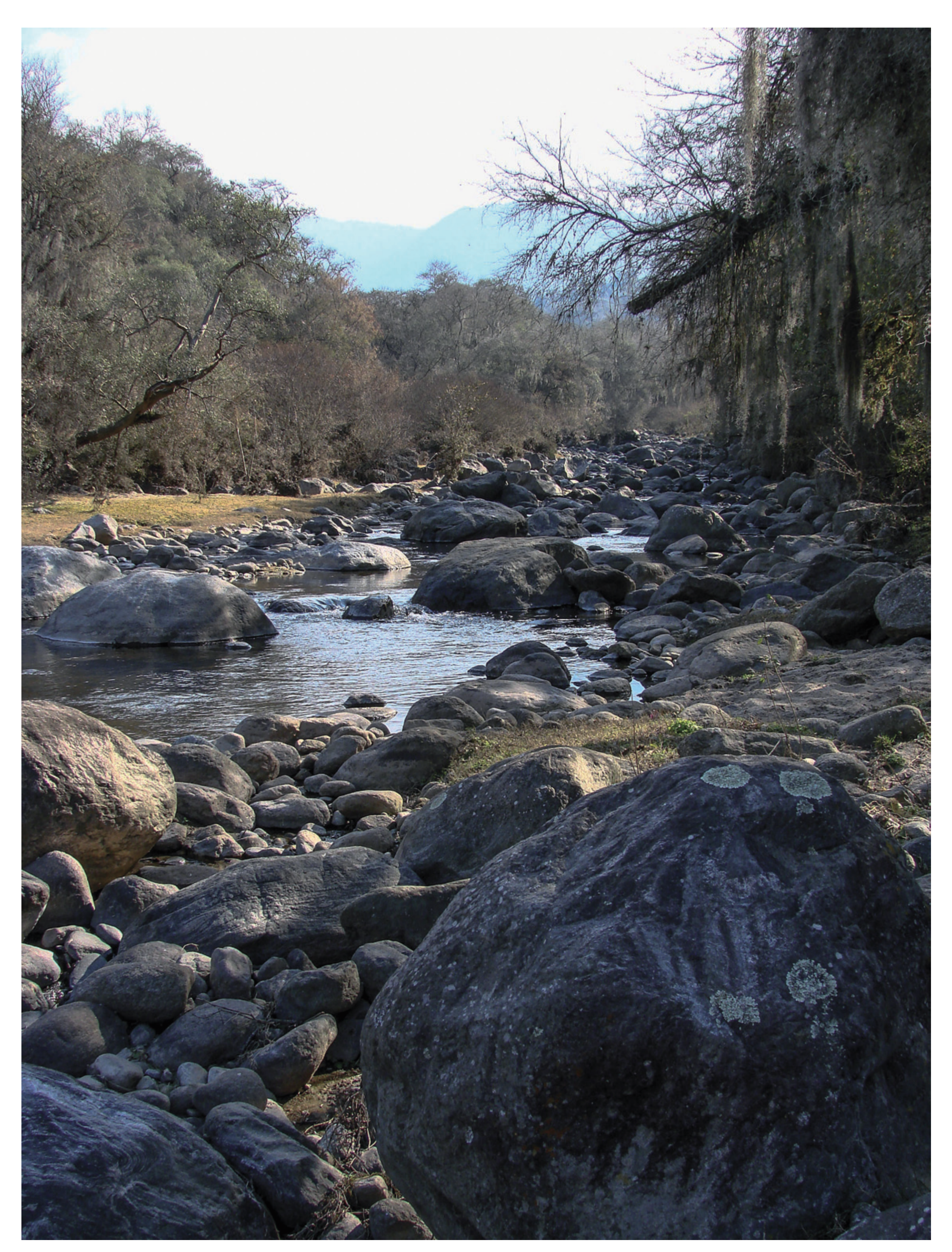


Figura 1. Sitios de muestreos: **c)** Río Las Moras.

taciones, indicando variación de la comunidad. Dichas variaciones estuvieron dadas por el aporte de las abundancias relativas (dominancia numérica) de algunas especies en particular. Las curvas para especies de ambientes acuáticos (Figura 3) mostraron que, por ejemplo, la primavera 2010 fue muy diferente al resto de las estaciones y esto fue debido a *Phalacrocorax brasiliensis,* que presentó una importante dominan-



Figura 1. Sitios de muestreos: **d)** Desembocadura Río Las Moras.

cia numérica, con 12592 individuos con relación al resto de especies. También se puede observar que tanto *Vanellus chilensis*, como *Anas flavirostris* aportaron con sus abundancias relativas, secundando casi siempre a *Phalarocorax brasiliensis*. Además, se puede observar que, dependiendo de la estación, varió el número de especies, así como también la abundancia de muchas de ellas que fueron en algunas ocasiones observadas con muy baja abundancia relativa (por ejemplo, *Sayornis nigricans*), o la ausencia de alguna especie (por ejemplo, *Coscoroba coscoroba*, observada solamente en primavera 2010, en muy baja dominancia numérica).

En relación con las curvas de rango abundancia generadas para las especies de ambientes terrestres (Figura 4) se pudo evidenciar que la comunidad de aves entre las estaciones también fue muy variable. Se observa una clara diferencia en la primavera 2010, donde las especies de mayor dominancia numérica de esa estación



Figura 1. Sitios de muestreos: **e)** Río Singuil.

resultaron ubicarse a la misma altura que las especies de baja dominancia numérica de otras estaciones; además el largo de las curvas varío entre las estaciones, así como también el ancho de las mismas. Cabe destacar que, en casi todas las estaciones, la especie que presentó la mayor dominancia numérica fue *Psittacara mitratus*, seguida por *Coragyps atratus*. Los códigos de las especies en las curvas de rango abundancia, se muestran en el apéndice.

En cuanto a las migrantes, se identificaron 19 especies, que representan el 28,79 % del total de especies observadas. Una especie pertenece a la ruta neártica-neotropical (*Tringa melanoleuca*) y 18 especies son migrantes regionales (Tabla 1).

En cuanto a la estructura de los ensambles tróficos los mejores representados fueron los de las aves que buscan su alimento caminando, las que buscan entre la vegetación y las que buscan desde perchas o en vuelo (Tabla 1).



Figura 1. Sitios de muestreos: **f)** Desembocadura Río Singuil.

Discusión

La riqueza específica registrada en el embalse Escaba (66 especies) si bien fue menor a la observada en estudios realizados en años previos 2006-2007, reportados por Echevarria y Fanjul (2016); esto refuerza el concepto de que los embalses artificiales pueden ser sitios de importancia para las aves de la región. Si analizamos los resultados obtenidos del presente estudio podemos mencionar que la riqueza de especies, encontrada en otros humedales estudiados en la región, afirman aún más la premisa anterior, por ejemplo, en el Embalse El Cadillal, Tucumán, se identificaron 145 especies de 44 Familias, (Echevarria, 2001); en el Embalse La Angostura, Tucumán, 78 especies de 27 Familias, (Echevarria *et al*., 2008 a y b) y en el Embalse El Tunal, Salta, 101 especies de 38 Familias, (Echevarria *et al*., 2014).



Figura 1. Sitios de muestreos: **g)** Río Chavarría, h) Desembocadura Río Chavarría, **i)** Espejo de agua, **j)** Espejo de agua compuertas.

Las características generales de los humedales es que promueven la formación de diferentes hábitats, abastecen de alimento, de refugio y de recursos para nidificación y, como consecuencia, generarían una alta riqueza de especies, tanto para aves acuáticas como de bosque y/o pastizal (Blanco, 1999; Blendinger & Álvarez, 2009). La gran diversidad de hábitats presentes en el Embalse Escaba (el espejo de agua de gran dimensión, las desembocaduras de los ríos y arroyos, las aguas someras, los sectores con anchas playas o bordes angostos con roquedales, entre otros), aportarían un número elevado de nichos y recursos para el establecimiento de las aves residentes del lugar, así como un importante punto de parada para las especies migratorias. Por ejemplo, el espejo de agua facilitaría a los individuos como *Phalacrocorax brasilianus* y *Podilymbus podiceps,* bucear en aguas profundas, en búsqueda de alimento. *Cinclodes fuscus,*

Tabla 1. Lista de especies registradas en el Embalse Escaba, Tucumán, Argentina. Especies acuáticas o dependientes de humedales (A/H), de bosques y/o pastizales (B/P). Especies migratorias: regionales (MR), neárticas-neotropicales (MN-N). Ensambles tróficos: **I)** aves que buscan el alimento nadando en la superficie, **II)** aves que buscan el alimento buceando y/o zambulléndose, **III)** aves que buscan el alimento caminando en playas y/o aguas someras, **IV)** aves que buscan el alimento desde perchas y/o en vuelo, **V)** aves que buscan el alimento desplazándose entre la vegetación. Número total de individuos (N), (AR) Abundancia Relativa. Nomenclatura de Remsen, *et al*., 2020.

	Características	Migrantes	Ensambles tróficos	Invierno 2010		Primavera 2010		Verano 2011		Otoño 2011		Invierno 2011		Primavera 2011		Verano 2012		Otoño 2012	
				N	AR	N	AR	N	AR	N	AR	N	AR	N	AR	N	AR	N	AR
Anseriformes																			
Anatidae																			
Anas flavirostris	A/H	MR	I	104	12,34	71	0,54	27	6,98	94	12,81	120	15,54	54	14,48	30	3,16	2	0,59
Anas georgica	A/H	MR	I	6	0,71	73	0,56			21	2,86	15	1,94	3	0,80				
Coscoroba coscoroba	A/H	MR	I			1	0,01												
Podicipediformes																			
Podicipedidae																			
Podiceps major	A/H	MR	II	1	0,12			2	0,52	1	0,14	2	0,26						
Podilymbus podiceps	A/H		II					3	0,78	13	1,77							7	2,07
Cuculiformes																			
Cuculidae																			
Guira guira	B/P		V			6	0,05	8	2,07	1	0,14								
Gruiformes																			
Rallidae																			
Aramides cajaneus	A/H		III							3	0,41							4	1,18
Fulica leucoptera	A/H		I	37	4,39	70	0,53			31	4,22	85	11,01			11	1,16	25	7,40
Apodiformes																			
Trochilidae																			
Sappho sparganurus	B/P	MR	IV	2	0,24													1	0,30
Charadriiformes																			
Charadriidae																			
Vanellus chilensis	A/H		III	37	4,39	65	0,49	46	11,89	137	18,66	70	9,07	73	19,57	88	9,26	33	9,76
Recurvirostridae																			
Himantopus mexicanus	A/H		III											4	1,07	50	5,26		
Scolopacidae																			
Tringa melanoleuca	A/H	MN-N	III													1	0,11		
Ciconiiformes																			
Ciconiidae																			
Mycteria americana	A/H	MR	III			20	0,15	2	0,52					17	4,56				
Suliformes																			
Phalacrocoracidae																			
Phalacrocorax brasilianus	A/H		II	15	1,78	12592	95,78	50	12,92	47	6,40	322	41,71	17	4,56	272	28,63	94	27,81
Pelecaniformes																			
Ardeidae																			
Ardea alba	A/H		III	2	0,24	30	0,23	1	0,26	3	0,41	8	1,04			5	0,53	4	1,18
Ardea cocoi	A/H		III	3	0,36	16	0,12	2	0,52	1	0,14	1	0,13	1	0,27				
Bubulcus ibis	A/H		III			25	0,19			20	2,72								
Butorides striata	A/H	MR	III							1	0,14								
Egretta thula	A/H		III	9	1,07	53	0,40	23	5,94	36	4,90	23	2,98	26	6,97	127	13,37	11	3,25
Ixobrychus involucris	A/H		III			1	0,01												
Nycticorax nycticorax	A/H		III							1	0,14								
Syrigma sibilatrix	A/H		III	2	0,24	1	0,01	8	2,07	2	0,27			4	1,07	14	1,47	2	0,59
Pelecaniformes																			
Threskiornithidae																			
Plegadis chihi	A/H		III									18	2,33			11	1,16	2	0,59
Platalea ajaja	A/H	MR	III											2	0,54	1	0,11		
Theristicus caudatus	A/H	MR	III									2	0,26			3	0,32		
Cathartiformes																			
Cathartidae																			
Coragyps atratus	B/P		IV	63	7,47	35	0,27	40	10,34	40	5,45	27	3,50	28	7,51	133	14,00	45	13,31
Cathartes aura	B/P		IV							5	0,68					4	0,42		
Accipitriformes																			
Accipitridae																			
Rupornis magnirostris	B/P		IV	2	0,24	1	0,01	1	0,26	1	0,14			1	0,27	7	0,74	1	0,30

Tabla 1 (cont.). Lista de especies registradas en el Embalse Escaba, Tucumán, Argentina.

	Características	Migrantes	Ensambles tróficos	Invierno 2010		Primavera 2010		Verano 2011		Otoño 2011		Invierno 2011		Primavera 2011		Verano 2012		Otoño 2012	
				N	AR	N	AR	N	AR	N	AR	N	AR	N	AR	N	AR	N	AR
Buteogallus urubitinga	B/P		IV															1	0,30
Elanoides forficatus	B/P	MR	IV			2	0,02												
Geranoaetus melanoleucus	B/P		IV							1	0,14								
Coraciiformes																			
Alcedinidae																			
Megaceryle torquata	A/H		IV	6	0,71	2	0,02	3	0,78	4	0,54	5	0,65			2	0,21	2	0,59
Chloroceryle amazona	A/H		IV	2	0,24			2	0,52	2	0,27								
Chloroceryle americana	A/H		IV	2	0,24	2	0,02	1	0,26									2	0,59
Cariamiformes																			
Cariamidae																			
Cariama cristata	B/P		III	2	0,24			3	0,78									10	2,96
Falconiformes																			
Falconidae																			
Falco peregrinus	B/P	MR	IV							2	0,27								
Falco sparverius	B/P		IV													2	0,21		
Caracara plancus	B/P		IV	6	0,71	1	0,01	20	5,17	10	1,36	10	1,30	5	1,34	10	1,05	5	1,48
Milvago chimango	B/P		IV			2	0,02	4	1,03	2	0,27	3	0,39			2	0,21		
Psittaciformes																			
Psittacidae																			
Amazona tucumana	B/P	MR	V							2	0,27	60	7,77			16	1,68		
Psittacara mitratus	B/P		V	419	49,70			140	36,18	210	28,61			100	26,81	150	15,79	80	23,67
Pionus maximiliani	B/P		V							10	1,36					6	0,63		
Passeriformes																			
Furnariidae																			
Cinclodes fuscus	A/H		III	1	0,12														
Furnarius rufus	B/P		V			2	0,02												
Synallaxis frontalis	B/P		V											1	0,27				
Tyrannidae																			
Empidonomus aurantio-atrocristatus	B/P	MR	V			1	0,01												
Lessonia rufa	A/H	MR	III	5	0,59														
Phylloscartes ventralis	B/P		V	3	0,36														
Pitangus sulphuratus	B/P		V															1	0,30
Sayornis nigricans	A/H		IV	7	0,83	1	0,01	1	0,26	2	0,27			1	0,27	1	0,11	2	0,59
Tyrannus savana	B/P	MR	V											1	0,27				
Vireonidae																			
Cyclarhis gujanensis	B/P		V											1	0,27				
Corvidae																			
Cyanocorax chrysops	B/P		V							16	2,18					4	0,42	4	1,18
Hirundinidae																			
Pygochelidon cyanoleuca	B/P		IV	79	9,37					10	1,36								
Progne tapera	B/P	MR	IV			3	0,02												
Progne elegans	B/P	MR	IV			1	0,01							16	4,29				
Tachycineta leucorrhoa	A/H	MR	IV			3	0,02												
Troglodytidae																			
Troglodytes aedon	B/P		V									1	0,13						
Turdidae																			
Turdus rufiventris	B/P		V	7	0,83														
Motacillidae																			
Anthus lutescens	A/H		III							5	0,68			5	1,34				
Passerellidae																			
Zonotrichia capensis	B/P		V	1	0,12									2	0,54				
Icteridae																			
Molothrus bonariensis	B/P		V			63	0,48							10	2,68				
Parulidae																			
Myioborus brunniceps	B/P		V	17	2,02														
Thraupidae																			
Sporophila caerulescens	B/P		V											1	0,27				
Thraupis sayaca	B/P		V	3	0,36														
Pipraeidea bonariensis	B/P		V			4	0,03												
				28		29		21		32		17		23		24		22	



Figura 2. Especies presentes en el Embalse Escaba, Tucumán, Argentina: **a)** *Aramides cajanea*, **b)** *Ardea alba* y *Ardea cocoi*.



Figura 2. Especies presentes en el Embalse Escaba, Tucumán, Argentina: **c)** *Ardea cocoi* y *Mycteria americana*.

Lessonia rufa y *Sayornis nigricans* aprovechan las desembocaduras de los tributarios; mientras que *Tringa melanoleuca, Plegadis chihi, Aramides cajaneus* y *Vanellus chilensis*, buscan su alimento en las playas de pastizal y/o barro o en aquellas con roquedales. Las selvas que rodean al embalse albergan, además, numerosas especies que utilizan sus árboles como perchas; entre ellas se destacaron una especie de águila (*Buteogallus urubitinga*), tres especies de Martín Pescador (*Megaceryle torquata, Chlroceryle amazona* y *Chlroceryle americana*) y dos de loros (*Amazona tucumana y Psittacara mitratus*). Dichos resultados coinciden con lo observado en los embalses de Tucumán y de otras provincias como Salta (Echevarria, 2001; Echevarria *et al*., 2008 a; Echevarria, 2014 y Echevarria *et al*., 2014) y San Luis (Cid & Caviedes-Vidal, 2005).



Figura 2. Especies presentes en el Embalse Escaba, Tucumán, Argentina: **d)** *Chloroceryle americana*, **e)** *Ixobrychus involucris*, **f)** *Phalacrocorax brasilianus*, *Ardea alba*, *Egretta thula* y *Ardea cocoi*.

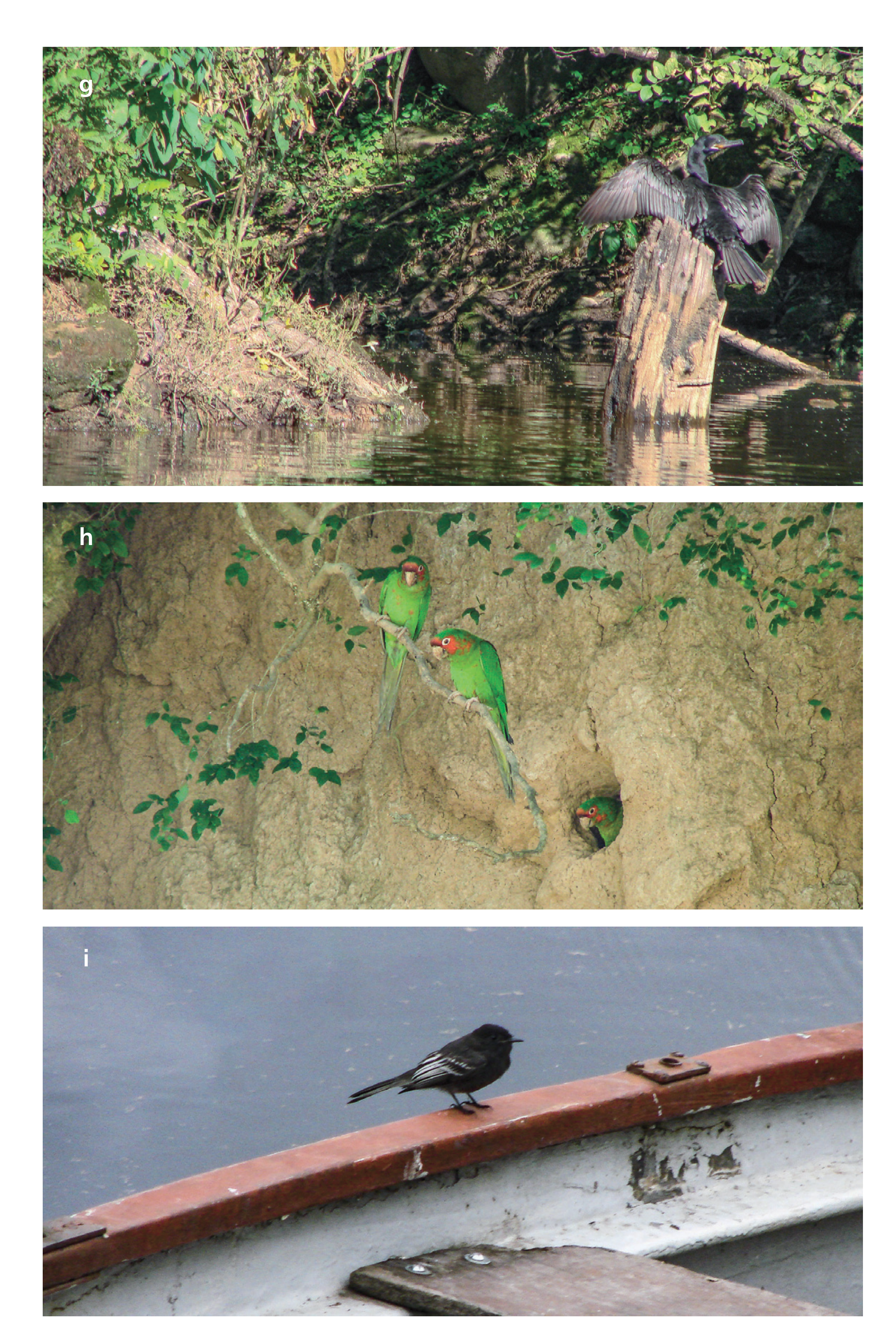


Figura 2. Especies presentes en el Embalse Escaba, Tucumán, Argentina: **g)** *Phalacrocorax brasilianus*, **h)** *Psittacara mitratus*, **i)** *Sayornis nigricans*.

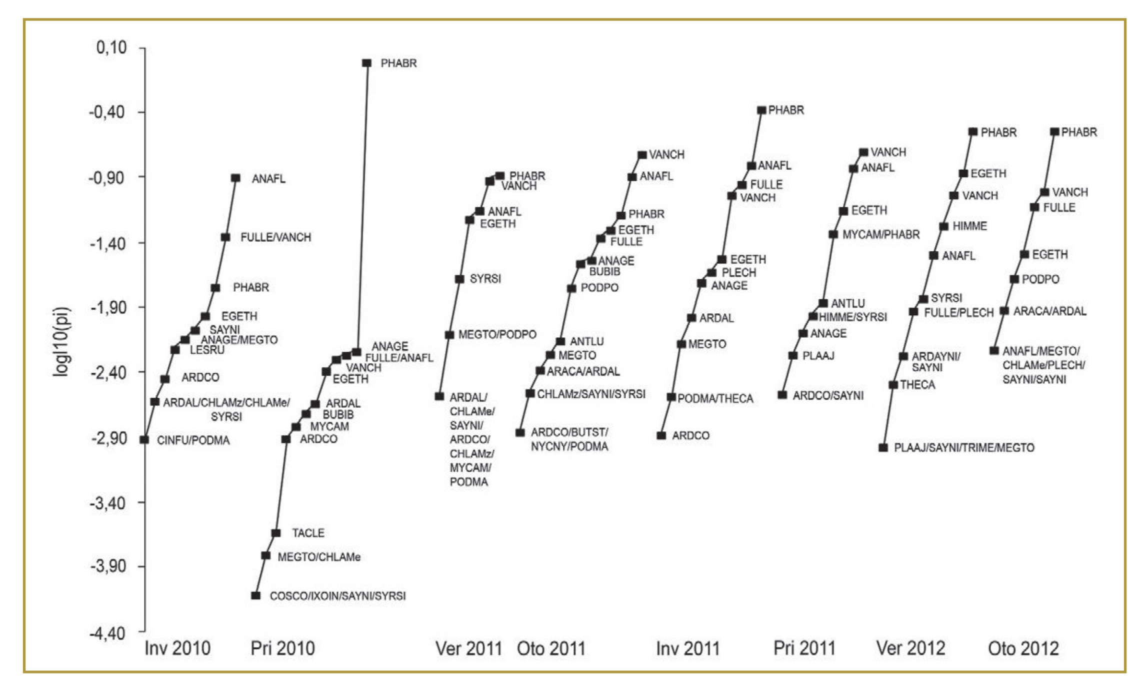


Figura 3. Curvas de Rango-Abundancia para las especies acuáticas o dependientes de humedales. Embalse Escaba, Tucumán, Argentina. Los códigos de las especies se muestran en el Apéndice.

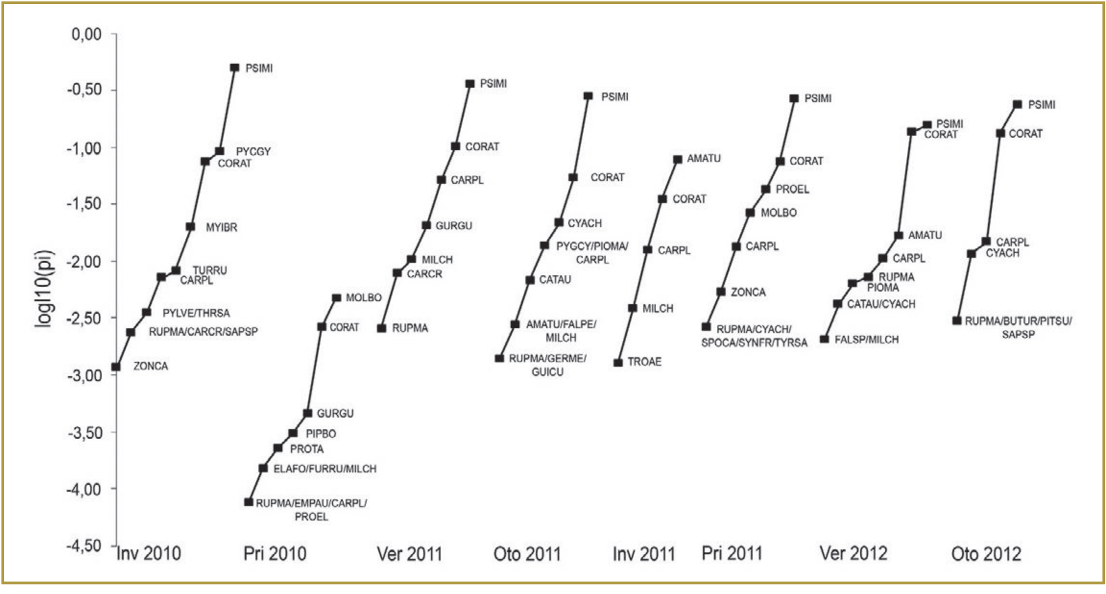


Figura 4. Curvas de Rango-Abundancia para las especies de bosques y/o pastizales. Embalse Escaba, Tucumán, Argentina. Los códigos de las especies se muestran en el Apéndice.

La marcada estacionalidad podría influir en la composición de las especies, tal como se muestra en los resultados, donde se observa una variación en la comunidad de aves acorde a las estaciones del año, por los aportes de la llegada y/o partida de las especies migratorias. Además, al igual que ocurre en otros embalses (Echevarria, 2001; Echevarria, 2014; Echevarria *et al*., 2014), en Escaba es probable que la dinámica estacional debido al manejo hidroeléctrico que generan variabilidad de sus cotas de nivel, contribuiría a las diferencias observadas en la composición de especies.

Estas últimas variables generarían diferencias en la vegetación colindante, en la acumulación de agua, en la disponibilidad y en la abundancia de nichos y recursos tróficos (Beja *et al*. 2010; Ronchi-Virgolini *et al*., 2011). Además, las modificaciones propias del ambiente producidas por las fluctuaciones de temperatura, humedad y precipitaciones, son factores que contribuyen a los cambios observados en la comunidad de aves a lo largo de las estaciones (Bomba *et al*., 2018).

Los resultados obtenidos en el presente estudio, refuerzan la idea de que los embalses artificiales, cumplen una función de gran importancia para la avifauna del lugar, tanto para las residentes, como para las migratorias; permitiéndoles explotar los benéficos que le pueden brindar estos cuerpos de agua; tales como alimento, refugio y recursos adecuados para la reproducción. Además, estos humedales son de importancia para el hombre, proporcionando no solo un paisaje inigualable, sino también ventajas económicas, como la generación de electricidad y otras actividades tales como el ecoturismo y la pesca deportiva. A su vez los embalses y Escaba en especial, ofrecen un entorno apropiado para la educación para la conservación, ya que presenta gran cantidad de componentes para este tipo de actividades. A partir de todo lo mencionado, es de suma importancia, valorizar estos humedales artificiales ya que ofrecen múltiples beneficios, en un solo lugar y cercano a poblaciones que pueden involucrarse en la conservación de las aves y sus ambientes.

Agradecimientos

Agradecemos al Lic. Pablo Pereyra de la Sección Iconografía de la FML, por la edición de figuras y tabla.

Financiamiento

A la Fundación Miguel Lillo y Consejo de Investigaciones de la Universidad Nacional de Tucumán (CIUNT 26/G446-2).

Participación

Todas las autoras participaron en la toma de datos y análisis de los mismos, así como también la redacción del presente artículo.

Conflictos de interés

Las autoras declaran no tener ningún conflicto de interés.

Literatura citada

Beja P., Santos C.D., Santana J., Pereira M.J., Marques J.T., Queiroz H.L., Palmeirim J.M. 2010. Seasonal patterns of spatial variation in understory bird assembla-

ges across a mosaic of flooded and unflooded Amazonian forests. Biodiversity Conservation 19: 129-152.
Bibby C.J., Hill D.A., Burgess N.D. 2000. Bird Census Techniques. 2° edn. Academic Press, London.
Blake J.G. 1992. Temporal variation in point counts of birds in a lowland wet forest in Costa Rica. The Condor 94: 265-215.
Blanco D.E. 1999. Los humedales como hábitat de aves acuáticas. En Tópicos sobre Humedales Subtropicales y Templados de Sudamérica. Oficina Regional de Ciencia y Tecnología de la Unesco para América Latina y el Caribe. Montevideo.
Blendinger P.G., Álvarez M.E. 2009. Aves de la Selva Pedemontana de las Yungas australes. En Selva Pedemontana de las Yungas. Historia natural, ecología y manejo de un ecosistema en peligro. Ediciones del Subtrópico, Tucumán, Argentina.
Bomba H., Giobellina A.L., Comba C., Cattáneo A., Rossini A. 2018. Estudio de la Cuenca Marapa-San Francisco. Social, Producción y Ambiente. Problemáticas del Ordenamiento Territorial. En Plan Hídrico Estratégico Provincia de Tucumán. Avances. Comisión Especial de Emergencia Hídrica. Honorable Legislatura Tucumán. Convenio Universidad Nacional de Tucumán.
Bucher E.H., Herrera G. 1981. Comunidades de aves acuáticas de la Laguna Mar Chiquita (Córdoba, Argentina). Ecosur 8: 91-120.
Cid F., Caviedes-Vidal E. 2005. La avifauna invernante del embalse La Florida (San Luis, Argentina). Actualidades Ornitológicas 125: 10-18.
Echevarria A.L. 2001. Estudios ecológicos de las aves acuáticas del Embalse El Cadillal, Provincia de Tucumán. Tesis Doctoral. Universidad Nacional de Tucumán, Argentina.
Echevarria A.L. 2014. Las aves como indicadoras de problemas ambientales en el Embalse La Angostura, Tucumán, Argentina. Acta Zoológica Lilloana 58: 44-56.
Echevarria A.L., Chani J.M. 2006. Aves migratorias, la importancia del Embalse El Cadillal (Tucumán, Argentina) como sitio de tránsito e invernada. Acta Zoológica Lilloana 50: 97-108.
Echevarria A.L., Fanjul M.E. 2016. Estructura, composición y variación estacional de la avifauna del embalse Escaba (selva montana subtropical), Tucumán, Argentina. Acta Zoológica Lilloana 60: 101-115.
Echevarria A.L., Marano C.F., Chani J .M., Cocimano C.M. 2008a. Composición de la comunidad de aves del Embalse La Angostura, Tafí del Valle, Tucumán, Argentina. Acta Zoológica Lilloana 52: 98-105.
Echevarria A.L., Chani J.M., Marano C.F., Cocimano M.C. 2008b. Nuevos registros de distribución para Gallareta Andina (*Fulica ardesiaca*), Pato Puneño (*Anas puna*), Pato Zambullidor Grande (*Oxyura ferruginea*) y Cuervillo Puneño (*Plegadis ridgwayi*), en el Embalse La Angostura, Tafí del Valle, Tucumán. Acta Zoológica Lilloana 52: 106-109.
Echevarria A.L., Marano C.F., Cocimano M.C., Fanjul M.E., Cormenzana Méndez A. 2014. Composición y variación de la comunidad de aves del Embalse El Tunal, Salta, Argentina. Acta Zoológica Lilloana 58: 80-93.

Feinsinger P. 2003. El Diseño de estudios de Campo para la Conservación de la Biodiversidad. Editorial FAN. Santa Cruz de la Sierra, Bolivia.

Kottawa-Arachchi J.D., Gamage R.N. 2015. Avifaunal diversity and bird community responses to man-made habitats in St. Coombs Tea Estate, Sri Lanka. Journal of Threatened Taxa 7: 6878-6890.

Krebs C.J. 1989. Ecological methodology. University of British Columbia.

Narosky T., Yzurieta D. 2010. Guía para la Identificación de las Aves de Argentina y Uruguay. Edición total. 16ª edición. Vázquez Mazzini Editores. Buenos Aires,

Nores M. 1989. Patrones de Distribución y causas de Especiación en Aves Argentinas. Tesis Doctoral. Universidad Nacional de Córdoba

Pérez-Granados C., Serrano-Davies E., Noguerales V. 2013. Avifauna acuática invernante en lagunas artificiales: la laguna de Meco. Revista Catalana d'Ornitologia 29: 60-69.

Rappole J.H. 1995. The Ecology of Migrant Birds. A Neotropical Perspective. Smithsonian Institution Press.

Remsen J.V. Jr Areta J.I., Cadena C.D., Claramunt S., Jaramillo A., Pacheco J.F., Pérez-Emán J., Robbins M.B., Stiles F.G., Stotz D.F., Zimmer K.J. 2020. A classification of the bird species of South America. American Ornithologists'Union. http://www.museum.lsu.edu/~Remsen/SACCBaseline.htm

Ronchi-Virgolini A.L., Beltzer A.H., Manzano A.S. 2008. Bird communities in wetlands along the Lower Paraná River, Entre Ríos, Argentina. Avian Biology Research 1 (4): 153-163.

Ronchi-Virgolini A.L., Lorenzón R.E., Beltzer A.H., Alonso J.M. 2010. Ensambles de aves del parque Nacional Pre-Delta (Entre Ríos, Argentina): análisis de la importancia Ornitológica de distintas unidades ambientales. El Hornero 25: 27-40.

Ronchi-Virgolini A.L., Blake J.G., Lorenzón R.E., Beltzer A.H. 2011. Bird assemblages in two types of forests in the floodplain of the lower Paraná River (Argentina). Ornitología Neotropical 22: 387-404.

Ronchi-Virgolini A.L., Lorenzón R.E., Blake J.G., Beltzer A.H. 2013. Temporal variation of bird assemblages in a wetland: influence of spatial heterogeneity. Avian Biology Research 6: 1-9.

Sarrias A.M., Blanco D., Lopez de Casenave J. 1996. Estructura en gremios de un ensamble de aves acuáticas durante la estación reproductiva. Ecología Austral 6: 106-114.

Sebastián-González E., Botella F., Sánchez-Zapata J.A. 2013. Patrones, procesos y conservación de comunidades: el caso de las aves acuáticas en humedales artificiales. Revista Catalana d'Ornitologia 29: 75-92.

Sih A, Ferrari M.C.O., Harris D.J. 2011. Evolution and behavioral responses to human-induced rapid environmental change. Evolutionary Applications 4: 367-387.

Silva L.A.C., Nakano C.A. 2008. Avifauna de uma área de Cerrado no bairro do Central Parque, Município de Sorocaba, São Paulo, Brasil. Revista Eletrônica de Biología 1: 36-62.

Wiens J.A. 1992. The Ecology of Bird Communities. Volume I. Foundations and Patterns. Cambridge University Press, Cambridge.

Apéndice. Lista de especies, nombres comunes y códigos para las especies, tres primeras letras del género y dos letras de la especie.

Especies	Nombre común	Código especies
Anas flavirostris	Pato Barcino	ANAFL
Anas georgica	Pato Maicero	ANAGE
Coscoroba coscoroba	Coscoroba	COSCO
Podiceps major	Macá grande	PODMA
Podilymbus podiceps	Macá pico grueso	PODPO
Guira guira	Pirincho	GUIGU
Aramides cajaneus	Chiricote	ARACA
Fulica leucoptera	Gallereta chica	FULLE
Sappho sparganurus	Picaflor Cometa	SAPSP
Vanellus chilensis	Tero	VANCH
Himantopus mexicanus	Tero real	HIMME
Tringa melanoleuca	Pitotoy Grande	TRIME
Mycteria americana	Tuyuyú	MYCAM
Phalacrocorax brasilianus	Biguá	PHABR
Ardea alba	Garza blanca	ARDAL
Ardea cocoi	Garza mora	ARDCO
Bubulcus ibis	Garcita bueyera	BUBIB
Butorides striata	Garcita azulada	BUTST
Egretta thula	Garcita blanca	EGRTH
Ixobrychus involucris	Mirasol Estriado	IXOIN
Nycticorax nycticorax	Garza Bruja	NYCNY
Syrigma sibilatrix	Chiflón	SYRSI
Plegadis chihi	Cuervillo de Cañada	PLECH
Platalea ajaja	Espátula Rosada	PLAAJ
Theristicus caudatus	Bandurria Boreal	THECA
Coragyps atratus	Jote Cabeza Negra	CORAT
Cathartes aura	Jote Cabeza Colorada	CATAU
Rupornis magnirostris	Taguató	RUPMA
Buteogallus urubitinga	Águila Negra	BUTUR
Elanoides forficatus	Milano Tijereta	ELAFO
Geranoaetus melanoleucus	Águila Mora	GERME
Megaceryle torquata	Martín Pescador Grande	MEGTO
Chloroceryle amazona	Martín Pescador Mediano	CHLAMz
Chloroceryle americana	Martín Pescador Chico	CHLAMa
Cariama cristata	Chuña Patas Rojas	CARCR
Falco peregrinus	Halcón Peregrino	FALPE
Falco sparverius	Halconcito Colorado	FALSP
Caracara plancus	Carancho	CARPL
Milvago chimango	Chimango	MILCH
Amazona tucumana	Loro Alisero	AMATU
Psittacara mitratus	Calancate Cara Roja	PSIMI
Pionus maximiliani	Loro Maitaca	PIOMA
Cinclodes fuscus	Remolinera Parda	CINFU
Furnarius rufus	Hornero	FURRU
Synallaxis frontalis	Pijuí Frente Gris	SYNFR
Empidonomus aurantioatrocristatus	Tuquito Gris	EMPAU
Lessonia rufa	Sobrepuesto Austral	LESRU
Phylloscartes ventralis	Mosqueta Carasucia	PHYVE
Pitangus sulphuratus	Benteveo	PITSU
Sayornis nigricans	Viudita de Río	SAYNI
Tyrannus savana	Tijereta	TYRSA
Cyclarhis gujanensis	Juan Chiviro	CYCGU
Cyanocorax chrysops	Urraca Criolla	CYACH
Pygochelidon cyanoleuca	Golondrina Barranquera	PYGCY
Progne tapera	Golondrina Parda	PROTA
Progne elegans	Golondrina Negra	PROEL
Tachycineta leucorrhoa	Golondrina Ceja Blanca	TACLE
Troglodytes aedon	Ratona	TROAE
Turdus rufiventris	Zorzal Colorado	TURRU
Anthus lutescens	Cachirla Chica	ANTLU
Zonotrichia capensis	Chingolo	ZONCA
Molothrus bonariensis	Tordo Renegrido	MOLBO
Myioborus brunniceps	Arañero Corona Rojiza	MYIBR
Sporophila caerulescens	Corbatita	SPOCA
Thraupis sayaca	Celestino	THRSA
Pipraeidea bonariensis	Naranjero	PIPBO



Biodiversidad de peces del Embalse Escaba, tributarios y efluente, Tucumán, República Argentina

Fish biodiversity in Escaba dam, tributaries and effluent river, Tucumán, República Argentina

Cristina Butí

UEL (Fundación Miguel Lillo – CONICET), Miguel Lillo 251, (4000) San Miguel de Tucumán, Tucumán, Argentina. crisbuti@gmail.com

Resumen

Se describe la ictiofauna del Embalse Escaba, sus ríos de aporte y drenaje, Cuenca del Río Salí-Dulce, Provincia de Tucumán, en base a ejemplares colectados durante 33 muestreos de campo realizados entre 2009 y 2016 en 13 estaciones de muestreo. Se estudia la biodiversidad, conservación y manejo de su ictiofauna. Se propone la creación de un área Protegida.

Palabras clave — Riqueza de especies, ictiofauna, ríos, conservación, yungas.

Abstract

This work describes the ichthyofauna of Escaba Dam, its tributaries and drainage river (Sali-Dulce River Basin, Tucuman Province), based on specimens collected during 33 seasonal samplings between 2009-2016 over 13 sampling stations. Biodiversity, conservation and ichthyofauna management is studied here. The creation of a Protected Area is proposed.

Keywords — Species richness, ichthyofauna, rivers, conservation, yungas.

Introducción

El presente estudio constituye una parte de varias contribuciones al conocimiento de los peces de los embalses de la Provincia de Tucumán, como el Embalse C. Gelsi o El Cadillal (Butí, 1995) y el Embalse Río Hondo (Butí & Cancino, 1999) y los

humedales de la Cuenca del Río Salí-Dulce (Butí & Miquelarena, 1995; Butí & Cancino, 2005).

El relevamiento de esta taxocenosis (o grupo de los peces), así como el registro de las diferencias encontradas en su composición entre la cuenca de aporte y la de drenaje en el Embalse Escaba, debe tener en cuenta algunas consideraciones:

1) "Las represas han hecho una contribución importante y significativa al desarrollo humano, siendo considerables los beneficios derivados de las mismas, sobre todo como reservorios de agua dulce y producción hidroeléctrica; pero a veces se ha pagado un precio inaceptable o innecesario para conseguir dichos beneficios, en especial en términos sociales y ambientales. La necesidad de suministrar agua a poblaciones y economías en crecimiento en un contexto de recursos de agua subterránea en disminución, de una calidad cada vez menor del agua y de limitaciones cada vez más severas en extracción de agua de superficie, ha colocado a la gestión de recursos sostenibles de agua en el primer puesto de la agenda global de desarrollo" (Comisión Mundial de Represas [CMR], 2000).

2) "Las vertientes del mundo (o cuencas de aporte) son el hábitat del 40% de las especies de peces de agua dulce del mundo, y proveen muchas funciones ecosistémicas que van desde el reciclaje de nutrientes y la purificación del agua hasta el reabastecimiento de los suelos y el control de inundaciones. Por lo menos un 20% de las especies de peces de agua dulce del mundo han desaparecido en años recientes, o están amenazadas o corren peligro. Los peces constituían una fuente crítica de proteína animal para más de mil millones de personas en el año 2000. Dentro del marco de valores de equidad, sustentabilidad, transparencia y toma participativa de decisiones, se puede decir que las represas, no han ayudado a conseguir, si no que: han obstaculizado, el desarrollo humano" (CMR, 2000).

3) Por otro lado, "el flujo de los ríos está controlado por represas que determinan que: el caudal y la transparencia del agua, se modifiquen notablemente tanto diaria como semanalmente, provocando serias alteraciones ambientales en la composición de las comunidades de peces y la eliminación de algunas especies de la ictiofauna nativa. Además el flujo y el caudal del río influyen también en la reproducción y cría, la disponibilidad del alimento, la estabilidad de los nichos y en los desplazamientos migratorios de los peces que no pueden adecuar su repuesta fisiológica a estos cambios tan bruscos y frecuentes. Los peces que viven en los ríos en general están adaptados a los cambios en flujo y de caudal. Así, algunos prefieren las aguas más quietas y otros en cambio aguas con mayor flujo de corriente. De esta forma, las diferentes especies se distribuyen en los distintos tramos del río según el tipo de régimen hídrico que prevalece en cada uno. Los cambios muy rápidos en el flujo, no permiten alcanzar cierta estabilidad y pueden ocasionar estrés en los peces que tratan de adecuarse a los cambios ambientales" (Casciotta *et al.*, 2016). "Las innumerables represas construidas en ríos han provocado drásticas alteraciones ambientales y en las poblaciones de peces: mortalidad de huevos, larvas y adultos, cambios en la estructura de la

comunidad, disminución de la diversidad, pérdida de áreas de desove y alimentación, interrupción de migraciones con fines reproductivos y modificaciones de la frecuencia génica de las poblaciones tanto aguas arriba como abajo de las represas, constituyendo así, derivaciones esperadas de las represas" (Agostinho & Gomes, 1997; Oldani *et al*., 2005).

4) "La deforestación causa un fuerte cambio en la transparencia del agua después de las lluvias debido al lavado de los suelos, lo que trae aparejado modificaciones en las propiedades físico-químicas de la misma" (Casciotta *et al*., 2016).

5) "Las cuencas han sido objeto de constantes invasiones de especies exóticas, como resultado de un inadecuado manejo en la práctica de la piscicultura y/o del traslado de especies entre diferentes cuencas con fines deportivos, siembra de alevinos y para uso como carnada viva en la pesca deportiva" (Baumgartner *et al*., 2012). En la Cuenca del Río Salí (Butí & Cancino, 1999) se han introducido entre otras: *Oncorhynchus mykiss* (trucha), *Odontesthes bonariensis* (pejerrey), *Gambusia affinis* (madrecita), y recientemente: *Piaractus mesopotamicus* (pacú) y tilapia o perca del Nilo, (cfr. *Oreochromis niloticus).* Para cerrar el panorama de introducciones en la fauna acuática en esta cuenca, también se introdujo yacaré (según personal de Fauna Provincial), inexistente previamente, gracias a una granja que en época de lluvias resultó inundada.

6) "El uso de embarcaciones para excursiones náuticas es una de las actividades turísticas en los embalses que pueden producir traumatismos en los peces como resultado de colisiones y alteraciones físico-químicas del ambiente (derrame de combustible o aceite), inclusive sonoras, en zonas de alimentación y/o reproducción" (Sebastianutto *et al*., 2013).

Todas estas causas indican claramente que la supervivencia de los peces no está garantizada y que el conocimiento de la ictiofauna de los Embalses de Tucumán, debería ocupar un lugar preponderante en la agenda de investigaciones científicas y/o de administradores de los recursos naturales de la Provincia. Hay excelentes trabajos sobre ictiofauna de ríos y arroyos de la Cuenca del Río Salí, Tucumán; como las descripciones de *Jenynsia tucumana* (Aguilera & Mirande, 2005), *Psalidodon puka* (Mirande *et al*., 2007), *Heptapterus gengo* (Aguilera *et al*., 2011), *Psalidodon powelli* (Terán *et al*., 2017). Sin embargo, actualmente el conocimiento de peces de embalses, se reduce a pocos trabajos (Butí, 1995; Locascio de Mitrovich *et al*., 1997; Butí & Cancino, 1999). El objetivo de esta contribución es conocer la biodiversidad de peces del Embalse Escaba, su cuenca de aporte y único efluente, así como hacer un breve análisis de la situación de sus poblaciones en base a muestreos realizados en sincronización con el resto de las taxocenosis estudiadas en el embalse.

Contar con una base de datos fidedigna es fundamental como patrimonio de conocimiento y constituye una herramienta que permite identificar especies en riesgo de conservación. Cualquier medida de conservación o manejo para el uso sustentable del recurso debe estar precedida por un estudio de base de sus componentes como

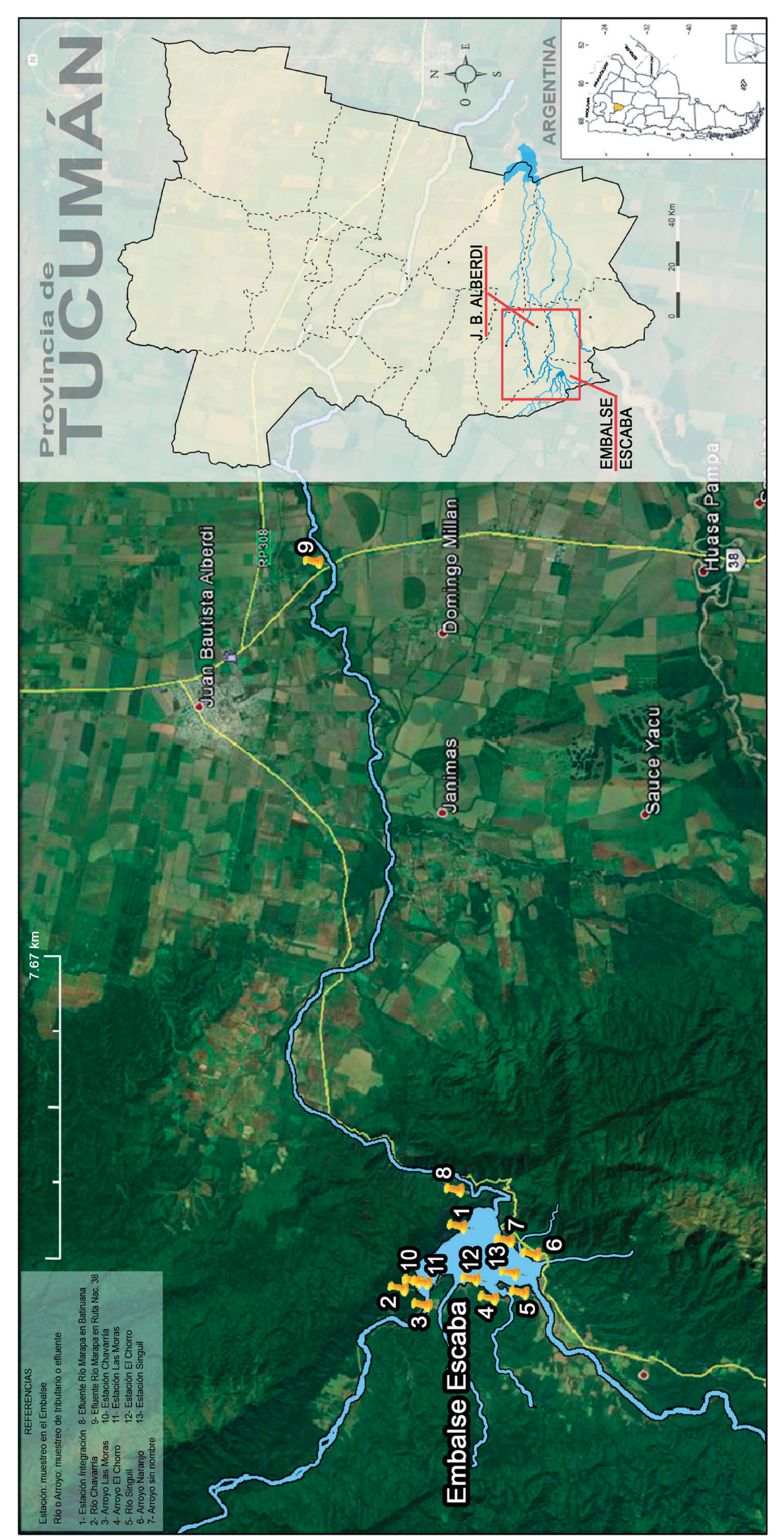


Lámina 1. Mapa del Embalse Escaba, con la ubicación de las estaciones de muestreo.

el presente estudio. Esta información es imprescindible a la hora de implementar nuevas alternativas para disminuir o mitigar el impacto de posibles cambios o alteraciones ambientales en embalses y sus cuencas de aporte y drenaje.

Materiales y métodos

Área de estudio.— El Embalse Escaba, sus tributarios y efluente, forman un humedal importante de la Provincia de Tucumán y su Yunga más austral, drenando aguas superficiales de los Departamentos Alberdi y La Cocha e incluye también el drenaje de una parte de Catamarca, a través del Río Singuil. Pertenece a la provincia fitogeográfica de las Yungas, distrito de Selva Montana, que está comprendida entre los 700 y 1500 msnm (Cabrera, 1976). Forma parte de la Subcuenca del Río Marapa que drena el SW de la Provincia, hacia el Embalse Río Hondo (provincias de Tucumán-Santiago del Estero). Según Veervoorst, 1981 (en Laurent & Terán, 1981), la zona del perilago corresponde a comunidades de Bosque de transición y Bosque Montano Inferior Subtropical con dominio de caducifolios, sin embargo, quebradas como la del Arroyo El Chorro tienen comunidades de Bosque Montano Inferior Subtropical con dominio de perennifolios como *Phoebe porphiria* “laurel” (observación personal)

Fechas y estaciones de muestreo en embalse y ríos (Tabla 1).— Se realizaron 4 muestreos en el cuerpo del embalse (con 5 estaciones en cada uno): 2 muestreos durante aguas bajas (en agosto) y 2 durante aguas altas (en marzo), durante dos ciclos hidrológicos consecutivos: 9-10/8/2010, 29-30/3/2011, 23-24/8/2011 y 6-7/3/2012 (en total 20 muestreos). Se suman 5 estaciones de muestreo en tributarios y 2 en el efluente del embalse realizados antes, durante y después de los muestreos en el cuerpo del embalse: 27/12/2009, 25/8/2010, 6-7/3/2012, 15-16/5/2012 y 7/12/2016. En los años 2013 y 2014 hubo sequía prolongada en la provincia, por lo cual muchos cauces de ríos se secaron y hubo que esperar la recuperación de las poblaciones de peces afectadas, para poder hacer un muestreo en tributarios durante 2016. En total se realizaron 33 muestreos en 13 sitios entre 2009 y 2016.

A los muestreos se sumaron datos de material colectado previamente en dicho Embalse, que se encuentra depositado en la Colección Ictiológica de la Fundación Miguel Lillo (CI-FML).

En el cuerpo del embalse se muestrearon las siguientes estaciones (Lam. 1) y se detalla en cada una la ubicación geográfica y altitud. Las fechas de cada uno figuran en la Tabla 1:

– Estación Integración (Punto 1), frente al paredón: 27°39,351’ S y 65°45,780’ W, 668 m s.n.m. es la altitud del Embalse, siendo la misma en las siguientes estaciones de muestreo de este cuerpo de agua, no así en los tributarios.

– Estación Singuil (Punto 13): 27°40,656’ S y 65°47,354’ W.

– Estación El Chorro (Punto 12): 27°40,015’ S y 65°48,208’ W.

– Estación Las Moras (Punto 11): 27°39,547' S y 65°48,542' W.
– Estación Chavarría (Punto 10): 27°38,453' S y 65°47,525' W.

Los tributarios, se muestrearon a pocos metros antes de su desembocadura en el embalse, por lo que su ubicación geográfica es prácticamente la misma que su homólogo embalsado (salvo en 2 de ellos), pero las fechas de muestreo son distintas para los tributarios, por lo que se detallan en cada uno. (Tabla 2):

– Efluente Río Marapa en Ruta Nacional 38 (Punto 9): 27°35,236 S y 65° 35,333, 330 m s.n.m., premuestreo sólo de peces, realizado el 27/12/2009.
– Efluente Río Marapa en Batiruana (Punto 8): 27°38,283' S y 65°44,872' W, 494 m s.n.m. 6-7/3/2012, 15-16/5/2012 y 7/12/2016.
– Arroyo sin nombre que cruza el camino del perilago hacia el Río Singuil y desemboca en el embalse (Punto 7): 27°40,635' S y 65°46,273' W, 675 m s.n.m., 15/5/2012 y 7/12/2016.
– Arroyo Naranjo (Punto 6): cruza el camino del perilago hacia el Río Singuil y desemboca en el embalse: 27°40,902' S y 65°48,118' W, 673 m s.n.m., 15/5/2012 y 7/12/2016.
– Río Singuil (Punto 5): 670 m s.n.m., 25/8/2010.
– Arroyo El Chorro (Punto 4): 690 m s.n.m., 25/8/2010 y 15/5/2012.
– Arroyo Las Moras (Punto 3): 726 m s.n.m., 25/8/2010.
– Río Chavarría (Punto 2): 669 m s.n.m., 25/8/2010.

Método de muestreo.— La pesca se realizó con metodología acorde a los ambientes según fuera en el cuerpo del embalse o en ríos y arroyos.

En el embalse se usaron trenes de enmalle de 45 m formados por el ensamble de 3 paños de 15 m c/u, con diámetros de malla de: 30, 40 y 50 mm. Se calcularon en base a experiencia de muestreo en otros tres embalses de Tucumán, teniendo en cuenta la superficie y profundidad máxima y mínima del ambiente, promediando las diferencias para no causar sobrepesca en cada muestreo. En todos los muestreos, se hicieron arrastres superficiales con red de mano (provista de mosquito net) y se desplegaron los enmalles: cada tren se emplazó frente a la desembocadura de cada río, perpendicular al flujo de la corriente, anclándose al fondo en ambos extremos que se boyaron. Se colocaron siempre al atardecer y se levantaron siempre al amanecer, procediéndose de inmediato al desenganche, fijado y rotulado de las muestras. En los pocos casos en que el material estaba vivo se anestesió mediante inmersión en una solución de 2-fenoxietanol al 0,1%, los especímenes fueron fijados en una solución de formol al 10% por 72 hs. y conservados en etanol al 70%. Los ejemplares grandes se inyectaron con formol al 10% en el abdomen.

En ríos y arroyos se usaron redes de arrastre de 4, 6 y 10 m con malla de 30 mm y copo con red raschel y además redes de mano tipo *skimming* de 30 y 40 cm de ancho con mosquito net. Terminada la pesca se procedió de igual manera que en el embalse, con los ejemplares. En algunos casos se los mantuvo vivos por medio de aireadores a pila, para poder fotografiar los especímenes y luego se procedió a anestesiar, fijar y rotular. Las muestras de peces fueron separadas y lavadas por lotes, identificadas,

Tabla 1. Riqueza de especies y abundancia de peces del embalse en estaciones y en cada muestreo.

	R. Singuil				Ayo. El Chorro				Ayo. Las Moras				R. Chavarría				Integración			
Especies Embalse Escaba	9-10 ago. 2010	29-30 mar. 2011	23-24 ago. 2011	6-7 mar. 2012	9-10 ago. 2010	29-30 mar. 2011	23-24 ago. 2011	6-7 mar. 2012	9-10 ago. 2010	29-30 mar. 2011	23-24 ago. 2011	6-7 mar. 2012	9-10 ago. 2010	29-30 mar. 2011	23-24 ago. 2011	6-7 mar. 2012	9-10 ago. 2010	29-30 mar. 2011	23-24 ago. 2011	6-7 mar. 2012
Astyanax lacustris	5	2	101	37	11	6	17		11	7	85	158	8	45	67	114	376	23	30	7
Cyphocharax spilotus		6		3		2				4		4		14		1	4			1
Hoplias malabaricus			1							1				1						
Hypostomus paranensis		6								1										
Odontesthes bonariensis		3	2		1				9	1	4		60		17		2		1	
Oligosarcus jenynsii	1	3	18		15	1	4		70	21	24	1	18	20	23		13	1	4	
Pimelodella laticeps		1																		
Pimelodus albicans		1						1						1		1				
N° de ejemplares	6	22	122	40	27	9	21	1	90	35	113	163	86	81	107	116	395	24	35	8
Riqueza de spp por muestreo	2	7	4	2	3	3	2	1	3	6	3	3	3	5	3	3	4	2	3	2

Tabla 2. Riqueza y abundancia de especies de ríos tributarios y efluente en cada muestreo.

Especies Embalse Escaba	R. Marapa (RN 38) 12/09	R. Singuil 8/10	R. El Chorro 8/10	R. Chavarría 8/10	Batiruana 3/12	R. Singuil 5/12	Ayo. Naranjo 5/12	Batiruana 5/12	Batiruana 12/16	1° Ayo. s/nombre 12/16	Ayo. Naranjo 12/16
Bryconamericus cfr. iheringi			3	41	1	4	2	2	131		
Bryconamericus cfr. eigenmanni				6	7						9
Psalidodon cfr. eigenmanniorum					26			4	12		
Psalidodon puka					3			1			
Psalidodon powelli					4			5	23		
Astyanax lacustris						2					11
Astyanax rutilus	16										
Jenynsia lineata						7	3				
Hypostomus commersoni							2				
Heptapterus gengo		1		1			1			2	
Rineloricaria catamarcensis			2	7	1		3				4
Pimelodella laticeps				3							
Pimelodus cfr. albicans				1							
Trichomycterus cfr. corduvensis							1				
N° de ejemplares	16	1	5	59	42	13	12	12	166	2	24
Riqueza de especies	1	1	2	6	6	3	6	4	3	1	3

preservadas en etanol 70%, rotuladas, y depositadas en la Colección Ictiológica Fundación Miguel Lillo, San Miguel de Tucumán, Argentina (acrónimo: CI-FML): lotes 6197 al 6259 y 6812 al 6846. Los ejemplares se identificaron a nivel específico bajo Lupa Binocular Leica MZ-6 con estativo largo e iluminación fría, usando claves y revisiones actualizadas de cada género registrado. La clasificación siguió a Mirande y Koerber, 2015 y Koerber *et al.*, 2015 y 2017. Sus datos se encuentran digitalizados en la Base de Datos de la CI-FML.

En los análisis de biodiversidad y distribución se aplica el **IBI** (Índice de Integridad Biológica) para evaluar la condición de la ictiofauna en los cursos de agua, fue creado para el hemisferio norte y adaptado a la composición y estructura de peces amazónicos de Perú (Ortega *et al*., 2010). De los 12 parámetros que se utilizan, algunos son: la riqueza de especies, la abundancia de peces colectados, la comparación de los 3 órdenes dominantes en aguas dulces neotropicales (Characiformes, Siluriformes y Gymnotiformes) y pueden utilizarse como criterios de evaluación. A fin de evaluar la ictiofauna de los ambientes acuáticos del sistema hídrico Escaba, se realizó el análisis de esos tres criterios, tanto en el embalse como en los tributarios y efluente.

Resultados y discusión

Se colectaron 1621 ejemplares en 13 estaciones de muestreo en el embalse, cuencas de aporte y de drenaje. Se registró un total de 19 especies, de las cuales 8 se encontraron en el cuerpo del Embalse y 14 en ríos y arroyos. En el pre-muestreo se encontró *Psalidodon rutilus* en el Río Marapa RN 38, que aumenta a 20 la riqueza de especies de esta subcuenca del Río Salí-Dulce.

La lista de especies registradas en el embalse en cada muestreo, se detalla en la Tabla 1, las de los tributarios y efluente en la Tabla 2.

A) En el cuerpo del embalse, se puede observar que:

– Como en todas las estaciones se colocaron y usaron las mismas redes, se descuenta cualquier artefacto de muestreo, por lo que se puede inferir que: la mayor abundancia de peces muestreados en cada estación (Tabla 1), está regida en el 70% de los casos, por la mojarra *Astyanax lacustris* y su presencia fue constante en el 95% de las estaciones a lo largo de los dos años que duró el muestreo en el cuerpo del embalse (Tabla 1). Los cardúmenes de esta especie suelen ser abundantes.

– La presencia de *Astyanax lacustris* (mojarra) estuvo relacionada en el 80% de los muestreos, con la presencia de *Oligosarcus jenynsii* (dentudo), registrándose en 16 de los 20 muestreos (Tabla 1), siendo factible que sea su posible predador.

– *Hypostomus paranensis* (vieja) y *Pimelodella laticeps* (bagrecito) que son especies torrentícolas, y aunque presentes en algunos muestreos, son raras u ocasionales en el cuerpo del embalse, coexistiendo en la estación Singuil (Tabla 1).

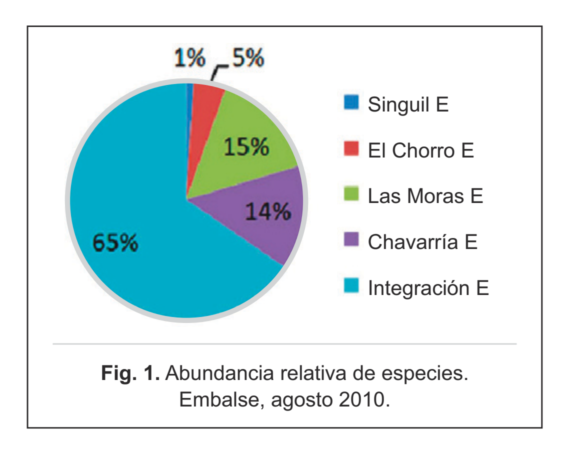


Fig. 1. Abundancia relativa de especies. Embalse, agosto 2010.

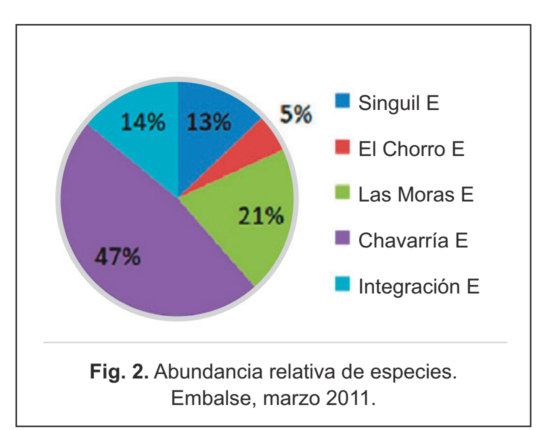


Fig. 2. Abundancia relativa de especies. Embalse, marzo 2011.

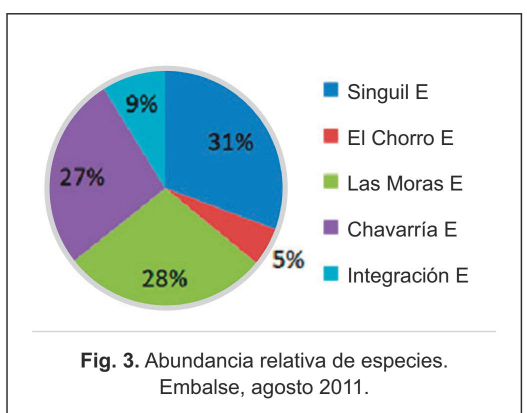


Fig. 3. Abundancia relativa de especies. Embalse, agosto 2011.

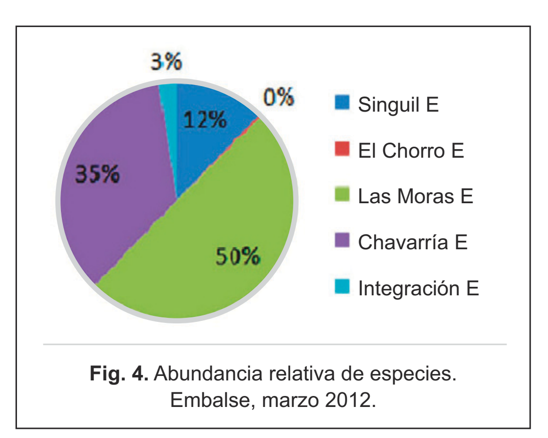


Fig. 4. Abundancia relativa de especies. Embalse, marzo 2012.

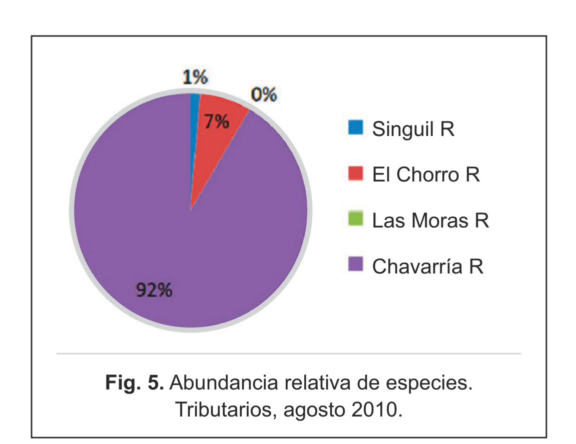


Fig. 5. Abundancia relativa de especies. Tributarios, agosto 2010.

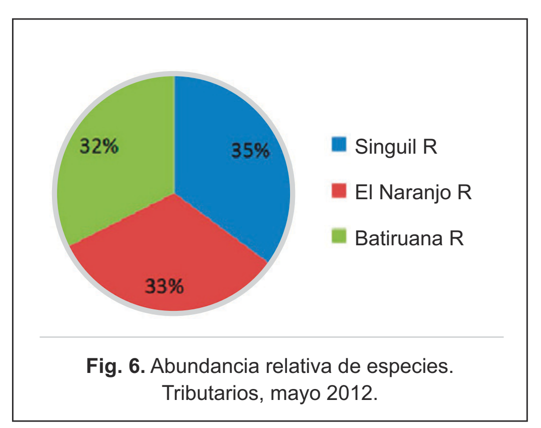


Fig. 6. Abundancia relativa de especies. Tributarios, mayo 2012.

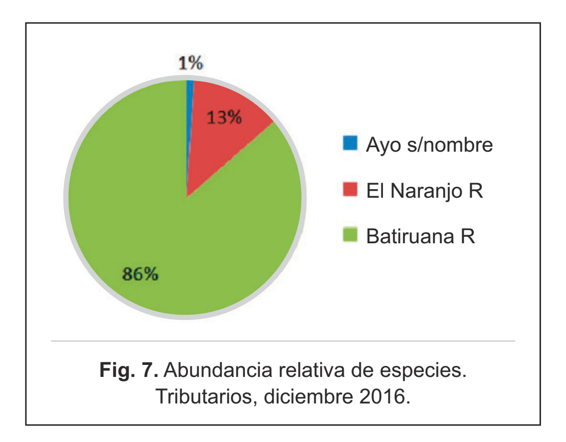


Fig. 7. Abundancia relativa de especies. Tributarios, diciembre 2016.

Lámina 2. Abundancia relativa de especies del embalse, tributarios y efluente.

– La especie *Hypostomus paranensis* sólo se encontró en las estaciones Singuil y Las Moras y no se registró en ningún tributario en estos muestreos.

– *Pimelodus albicans* (bagre) estuvo presente sólo en muestreos de marzo, en ambos años, siendo más abundante en Chavarría y estuvo ausente en los muestreos de Las Moras y en Integración. Se colectaron sólo ejemplares adultos.

– *Odonthestes bonariensis* (pejerrey) especie introducida que muestra poblaciones muy variables: registró la mayor abundancia de individuos en Chavarría (agosto de 2010) y tuvo mayor frecuencia en las capturas de marzo y agosto del 2011, mientras que, estuvo ausente en todas las estaciones de marzo de 2012 (Tabla 1). Esta observación sugiere que no tiene preferencia por alguna zona dentro del embalse y sus poblaciones se mueven libremente, dato de importancia para pescadores.

– *Hoplias malabaricus* (tararira), especie predadora, sólo se registra en 3 de las 20 capturas realizadas en el embalse, indistintamente en aguas altas como bajas, (Tabla 1): estaciones Singuil, Las Moras y Chavarría, con ejemplares adultos.

– La mayor riqueza de especies fue registrada en marzo del 2011 en cada estación (Tabla 1), lo que sugiere que prevalecieron mejores condiciones limnológicas en ese ciclo hidrológico anual para los peces del Embalse Escaba. La mayor riqueza de especies del embalse se registró en marzo del 2011 (Tabla 1) en las estaciones Singuil, Las Moras y Chavarría (en ese orden, Fig. 20).

– En el cuerpo del embalse, resulta llamativa la ausencia de Gymnotiformes (*Eigenmannia cfr. virescens*), Cyprinodontiformes (*Jenynsia lineata, Cnesterodon decenmaculatus y Gambusia affinis*) y del sábalo *Prochilodus lineatus* (una especie migratoria), presentes en otros embalses de Tucumán (Butí & Cancino, 1999)

– Una mayor abundancia de peces en un tributario no implica una mayor abundancia simultáneamente en su desembocadura en el cuerpo del embalse (figs. 1 y 5)

– La abundancia de una especie en cada muestreo, es muy variable a lo largo del año y en cada estación (Tabla 1), lo cual sugiere que, tanto peces solitarios como cardúmenes, se mueven activamente en todo el embalse. No parece haber preferencias ni mayor abundancia en una sola estación, a lo largo del año (Figs. 1 al 4), dato relevante para pescadores.

B) En los Tributarios, se puede observar que:

– La mayor riqueza específica de este sistema hídrico, se encuentra en la cuenca de aporte: ríos y arroyos tributarios con 14 spp., en el embalse es de 8 spp., en el Efluente: en Batiruana es de 6 y en el Río Marapa (RN 38), es de 1 (Tablas 1, 2 y Fig. 14).

– El tributario de mayor biodiversidad es el Arroyo Naranjo con 8 especies (Fig. 13).

– Aproximadamente a 25 km aguas abajo, en el Río Marapa (RN 38), y cercano a la ciudad de Alberdi, se registra en el pre muestreo la mojarra *Psalidodon rutilus* que es una especie "tolerante" a la contaminación (Butí & Cancino, 1999), como única especie registrada en este río a esa altura. En dicho pre muestreo se usaron las mismas redes y técnicas que en resto de los muestreos realizados en

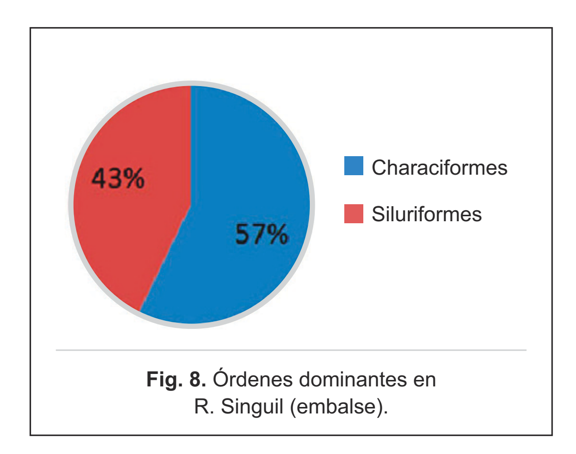


Fig. 8. Órdenes dominantes en R. Singuil (embalse).

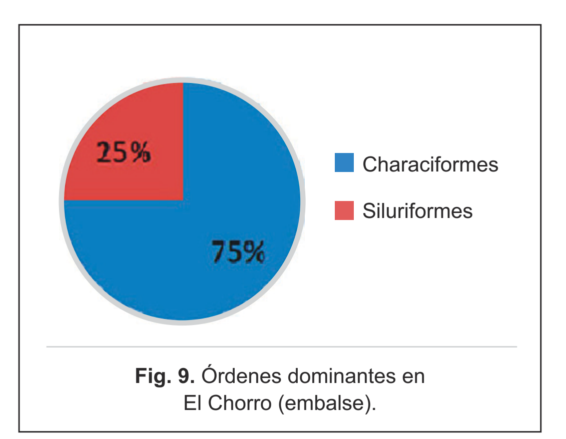


Fig. 9. Órdenes dominantes en El Chorro (embalse).

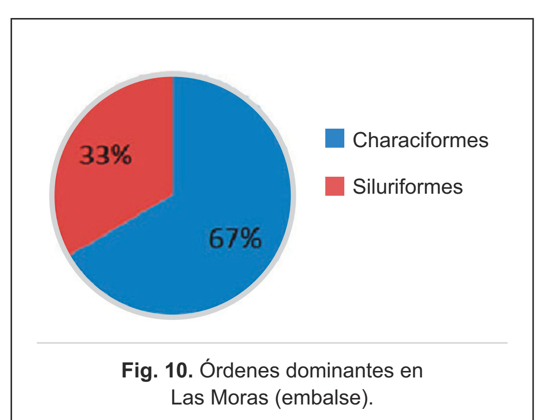


Fig. 10. Órdenes dominantes en Las Moras (embalse).

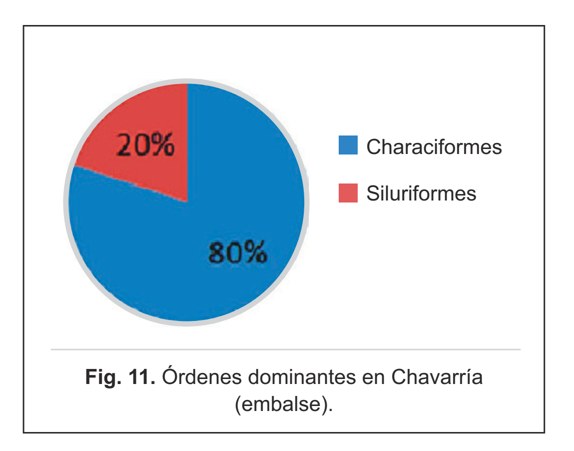


Fig. 11. Órdenes dominantes en Chavarría (embalse).

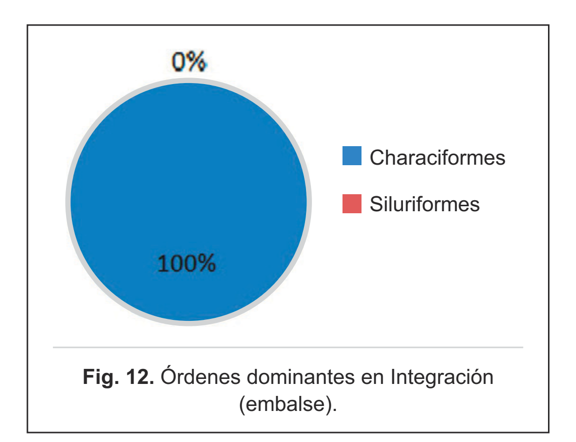


Fig. 12. Órdenes dominantes en Integración (embalse).

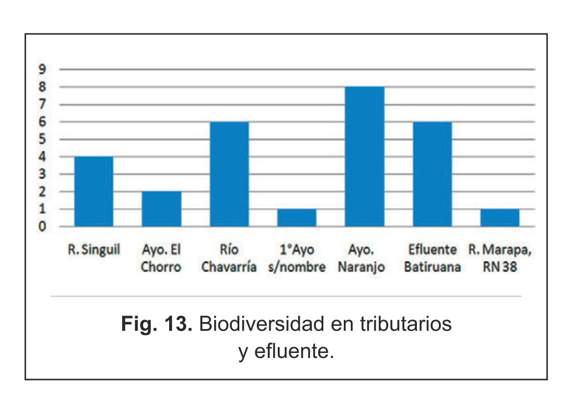


Fig. 13. Biodiversidad en tributarios y efluente.

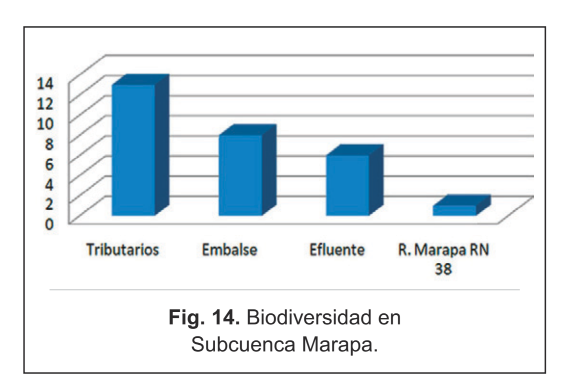


Fig. 14. Biodiversidad en Subcuenca Marapa.

Lámina 3. Porcentaje de órdenes dominantes en el embalse y biodiversidad en tributarios, efluente y en la subcuenca Marapa.

ríos y arroyos. Su presencia suma una especie al elenco de la fauna íctica de la Subcuenca del Río Marapa, totalizando 20 especies (Tabla 2, Fig. 13).

– Se registró el Or. Cyprinodontiformes, con *Jenynsia lineata* (Amorin, 1918), en 2 tributarios: Río Singuil y Arroyo Naranjo (Tabla 2). Esta especie, aunque torrentícola, suele encontrarse en otros embalses de la provincia (Butí, 1995).

– Una abundancia más equitativa en muestreos de tributarios durante el año 2012 (Fig. 6), sugiere que hubo mejores condiciones ambientales y limnológicas que en 2010 y en 2016. Cabe destacar que en 2013-2014 se secaron muchos cauces por una sequía extrema y prolongada, durante la cual, los peces de la zona estuvieron sometidos a stress hídrico y hubo mortandad de peces en los ríos y en el embalse.

– Para analizar los tres órdenes de peces dominantes en las aguas dulces Neotropicales, se encontró que estando ausentes los Gymnotiformes, sólo se compararon porcentajes de Characiformes y Siluriformes, se registra así que la mayor paridad de especies en ambos grupos se encuentra en la estación Singuil (Figs. 8 a 12), coincidiendo con la mayor riqueza de especies en el Embalse (Fig. 20), lo que sugiere mejores condiciones limnológicas en la Estación Singuil. Mientras que en los tributarios y efluente (Figs. 15 a 19), la mayor paridad se observa en el Río Singuil y en el Arroyo Naranjo, coincidente en ambos con la mayor biodiversidad de toda la subcuenca.

– El Embalse Escaba está sometido al igual que todos los cuerpos de agua de Tucumán, a una climatología difícil, con una época de lluvias torrenciales, que alternan con épocas de fuerte sequía estacional. La selva que lo rodea, "modera esa estacionalidad, reduciendo caudales y turbiedad en verano y liberando lentamente el agua en la estación seca" (Mirande & Aguilera, 2009). Sin embargo su ictiofauna no está sometida a la presión antrópica que hay en otros embalses de la cuenca como en el Embalse Río Hondo, que presenta contaminación orgánica y de metales pesados (Butí *et al.*, 2015). Si bien el Embalse Escaba se usa para producción de energía eléctrica, en su cuenca alta sólo hay cultivos en algunos tributarios, con posible aporte de agroquímicos a los ríos. Se registran años de bonanza climatológica como el 2011 (con mayor biodiversidad y abundancia de peces) y otros de marcado stress hídrico como el 2013/2014. Su ictiofauna presenta variaciones que reflejan esta realidad ambiental.

– Se propone la creación de una Reserva Natural porque el Embalse Escaba está enclavado en Las Yungas "sensu stricto", con bosques de Myrtaceas en su parte más seca (Arroyo El Chorro) y selva hidrófila en su parte más húmeda, en esta Ecorregión se encuentra el óptimo pluvial del NOA, con clima Cwak, sector Tucumanense (Brown & Malizia, 2004 y Mendoza & González, 2011). La creación de un Área Protegida Provincial o Nacional servirá para resguardo del único Embalse con escaso impacto antrópico de Tucumán y una ictiofauna que muestra fragilidad por presentar clara pauperización en su biodiversidad desde los ríos y arroyos tributarios (rithronicos) hasta conformar el Río Marapa (potamon) en la llanura (Fig. 14). En Trancas, Tucumán, los sectores de ríos rithronicos poseen menos biodiversidad que los sectores de potamon (Butí & Miquelarena, 1995), mientras que en esta Subcuenca, esta relación se invierte.

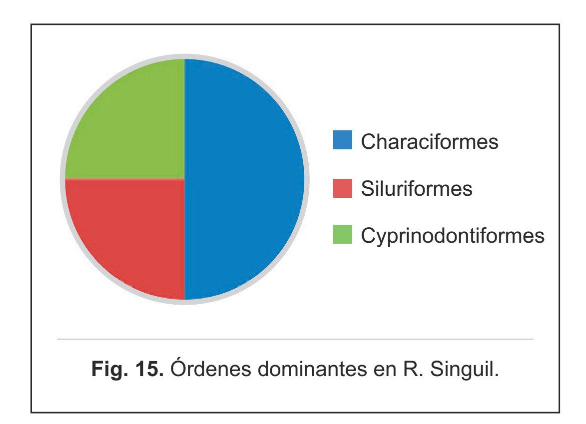


Fig. 15. Órdenes dominantes en R. Singuil.

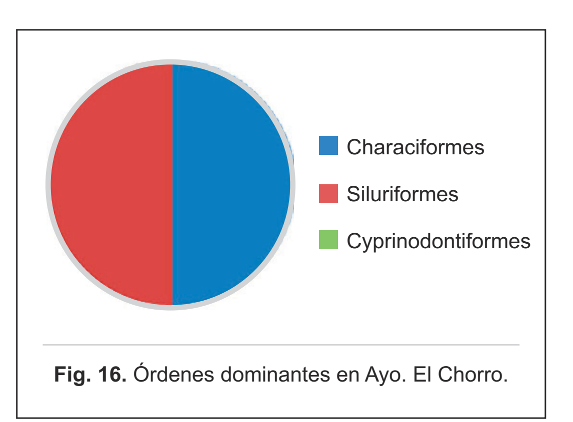


Fig. 16. Órdenes dominantes en Ayo. El Chorro.

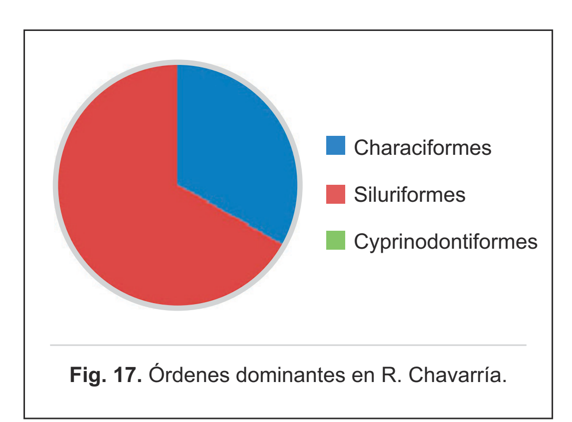


Fig. 17. Órdenes dominantes en R. Chavarría.

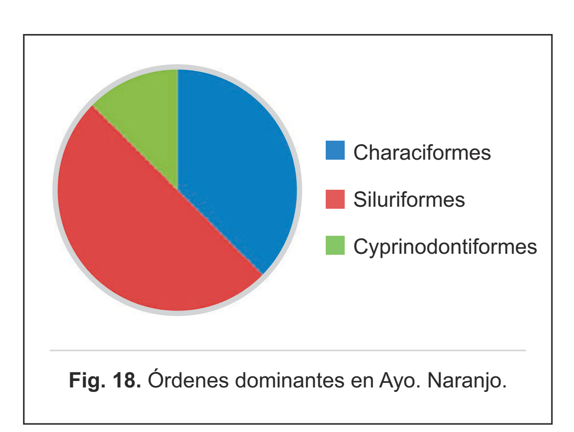


Fig. 18. Órdenes dominantes en Ayo. Naranjo.

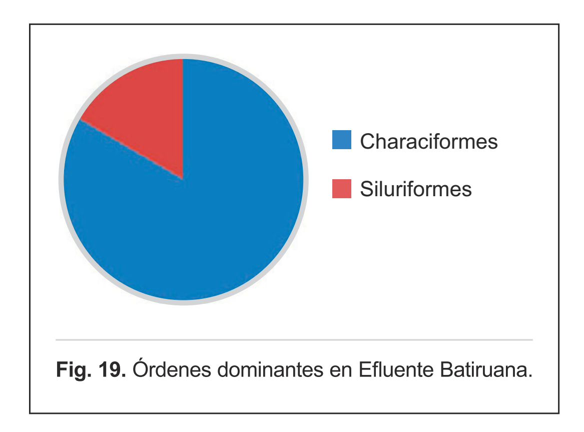


Fig. 19. Órdenes dominantes en Efluente Batiruana.

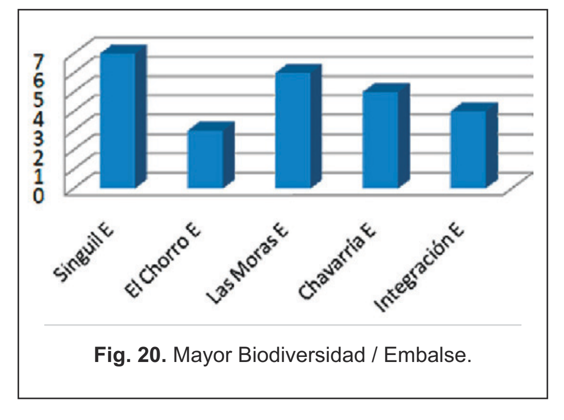


Fig. 20. Mayor Biodiversidad / Embalse.

Lámina 4. Porcentaje de órdenes dominantes en tributarios y efluente, y Biodiversidad en Embalse.

– *Psalidodon powelli*, *P. puka* y *P. eigenmanniorum* son 3 especies crípticas, ya que se registraron en Catamarca, formando cardúmenes mixtos, lo que puede constituir una estrategia para disminuir la predación y mejorar la eficiencia alimentaria.

– El registro de *Psalidodon powelli* en Tucumán, descrita para Catamarca (Terán *et al.*, 2017), constituye una nueva cita para el elenco ictiofaunístico de esta provincia: CI-FML 6812, 6813 y 6814.

Conclusiones

La biodiversidad de peces de la Subcuenca del Río Marapa es de 20 especies. La biodiversidad de peces del Embalse Escaba es de 8 especies; en su cuenca de aporte: ríos y arroyos tributarios es de 14 spp., en el efluente (Río Marapa) en Batiruana (apenas emerge del Embalse) es de 6 y, en éste mismo río, a la altura de la Ruta Nacional N° 38 es de 1 (Fig. 14). Aunque no se descarta que múltiples factores, hasta biogeográficos, pudieran influir en esta distribución, las cifras sugieren que el embalse puede constituir un obstáculo a la libre circulación de las especies tanto hacia arriba, como hacia abajo; limitando su distribución, como se menciona en la introducción. Esta posibilidad se ve reforzada por: la ausencia total de Gymnotiformes y Cyprinodontiformes en el cuerpo del embalse, ya que ambos están presentes en ríos y en los embalses: Río Hondo y C. Gelsi; así como también por la ausencia de peces migratorios, presentes en la cuenca y en otros embalses, como *Prochilodus lineatus* (sábalo) La ausencia de peces migratorios, habitantes normales en toda la cuenca puede solucionarse con canales de fuga que enlacen los desniveles presentes en el recorrido del Río Marapa y permita a los peces su libre circulación.

Se detectan a *Oligosarcus jenynsii* (dentudo) como posible predador de *Astyanax lacustris* (mojarra), a *Hypostomus paranensis* (vieja) y *Pimelodella laticeps* (bagrecito) como especies ocasionales en el cuerpo del embalse y al bagre *Pimelodus albicans* como habitante frecuente en época de aguas altas de cada ciclo hidrológico.

La única especie introducida es *Odonthestes bonariensis* (pejerrey) que muestra poblaciones muy variables a lo largo del año y se la encuentra en casi todo el embalse, dato importante para pescadores.

Una mayor abundancia de peces en un tributario no implica una mayor abundancia simultáneamente en su desembocadura al cuerpo del embalse y la abundancia relativa es muy variable a lo largo del año y en cada estación del embalse, lo cual significa que, tanto peces solitarios como cardúmenes, se mueven activamente en todo el embalse. No parece haber mayor abundancia o preferencias en una sola estación, a lo largo del año.

El tributario de mayor biodiversidad es el Arroyo Naranjo con 8 especies (Fig. 13).

Aguas abajo del Embalse, a unos 30 km, se registró a la mojarra *Psalidodon rutilus*, una especie tolerante a la contaminación o alteración ambiental, por lo que se observa una verdadera pauperización de la biodiversidad a partir del Embalse, hasta encontrar esta única especie en el Río Marapa (RN38).

Se registraron Cyprinodontiformes, *Jenynsia lineatata* sólo en 2 tributarios pero ninguno en el cuerpo del embalse.

En la estación Singuil del embalse, y en los tributarios Río Singuil y Arroyo Naranjo, se detectan una mayor riqueza específica y paridad en la proporción de órdenes dominantes (Lams. 3 y 4).

La ictiofauna del Embalse Escaba no está sometida a la presión antrópica que hay en otros embalses de Tucumán, como en Río Hondo, que tiene fuerte contaminación orgánica y de metales pesados. El embalse se usa para producción de energía eléctrica, pero en su cuenca alta, sólo hay cultivos en algunos tributarios y bosque nativo de Myrtaceas, como en el Arroyo El Chorro. Se registran años de bonanza

climatológica, con mayor riqueza específica y abundancia de peces; y otros de marcado stress hídrico por lo que su ictiofauna presenta variaciones que reflejan esta realidad. Es posible que el mantenimiento de maquinarias usadas para la producción de energía eléctrica, tenga algún impacto negativo en la riqueza de especies del Embalse propiamente dicho.

Se propone la formación de un Área Protegida o Reserva Natural para esta zona de Las Yungas "sensu stricto" con clima Cwak sector Tucumanense desde sus pastizales de altura, protegiendo las nacientes de ríos que alimentan a la Yunga y al Bosque, hasta el perilago, el cuerpo del embalse y el efluente en Batiruana. Si está protegido todo este sistema hídrico desde las surgentes hasta el efluente (por lo menos en Batiruana) se protegerán, a todas las comunidades vegetales y animales y a las poblaciones humanas que habitan toda la zona de influencia de esta importante subcuenca del Río Salí-Dulce y que actualmente se inundan en forma recurrente. Según el mapa de conservación de bosques nativos la zona tiene categoría 1, de máximo valor para la conservación.

El registro de *Psalidodon powelli* en Tucumán, descrita para Catamarca, constituye una nueva cita para el elenco ictiofaunístico de la provincia de Tucumán.

Agradecimientos

Al ILINOA/CONICET por el subsidio para las tareas de campo y a su Directora Dra. Beatriz Tracanna por su apoyo, guía y paciencia incansables para trabajar en campo, para conciliar múltiples reuniones y promover que este trabajo fuera posible. Al Dr. Hugo Ayarde por su contribución y asesoramiento botánico. A Pablo Pereyra por su aporte en la elaboración de mapas, optimización de gráficos y armado de láminas. Al Prof. Fernando Korstange por su aporte al Ordenamiento Territorial de Tucumán respecto a la Actualización de la Ley de Bosques en 2019. A la Fundación Miguel Lillo y a la UEL (Unidad Ejecutora Lillo – CONICET) por su apoyo en las diferentes tareas científicas y técnicas que permitieron la elaboración del presente trabajo.

Conflictos de interés

La autora declara no tener ningún conflicto de interés con terceros.

Literatura citada

Agostinho A.A., Gomes L.C. 1997. Manejo e monitoramento de recursos pesqueiros: perspectivas para o reservatorio de Segredo. En: Agostinho, A.A. y L.C. Gomes (eds.). Resevatorio de Segredo. Bases ecologicas para o manejo. Maringá, PR: 319-364.

Aguilera G., Mirande J.M. 2005. A new species of *Jenynsia* (Cyprinodontiformes: Anablepidae) from northwestern Argentina and its phylogenetic relationships. Zootaxa 1096: 29-39.

Aguilera G., Mirande J.M., Azpelicueta M. 2011. A new species of *Heptapterus* Bleeker, 1858 (Siluriformes, Heptapteridae) from the Rio Sali basin, north-western Argentina). Journal of Fish Biology 78: 240–250.

Amorin P.F. 2018. *Jenynsia lineata* species complex, revision and new species description (Cyprinodontiformes: Anablepidae). Journal of Fish Biology 92, 5: 1312-1332.

Baumgartner G., Pavanelli C.S., Baumgartner D., Bifi A.G., Debona T., Frana V.A. 2012. Baumgartner, 2012. Peixes do baixo rio Iguaçu. Eduem, Maringá, Brazil, 203 pp.

Brown A.D., Malizia, L.R. 2004. Las selvas pedemontanas de Las Yungas. Ciencia Hoy 14, 83: 52-63.

Butí C., Miquelarena A. 1995. Ictiofauna del Río Salí Superior, Departamento Trancas, Tucumán, República Argentina. Acta Zoológica Lilloana 43, 1: 21-44.

Butí C. 1995. Ictiofauna del Embalse C. Gelsi (El Cadillal) y sus tributarios, provincia de Tucumán, República Argentina. Acta Zoológica Lilloana 43, 1: 207-213.

Butí C., Cancino F. 1999. Ictiofauna del Embalse Río Hondo (Tucumán – Santiago del Estero). Cuenca del Río Salí - Dulce, Argentina. Acta Zoológica Lilloana 45, 1: 67-77.

Butí C., Cancino F. 2005. Ictiofauna de la Cuenca Endorreica del Río Salí-Dulce, Argentina. Acta Zoológica Lilloana 49, 1-2: 9-33.

Butí C., Cancino F., Ferullo S., Gamundi C. 2015. Diversidad y evaluación toxicológica de peces como indicadores de contaminación por mercurio, plomo, cadmio, cobre y arsénico, Provincia de Tucumán, República Argentina". Serie de Conservación de la Naturaleza 20: 34 pp.

Cabrera A.L. 1976. Regiones fitogeográficas argentinas. Enc. Arg. Agr. y Ganadería. 2da. Ed., 2 (1): 1-85. Buenos Aires.

Casciotta J., Almirón A., Ciotek L., Giorgis P., Říčan O., Piálek L., Dragová K., Croci Y., Montes M., Iwaszkiw J., Puentes A. 2016. Visibilizando lo invisible. Un relevamiento de la diversidad de peces del parque Nacional Iguazú, Misiones, Argentina. Historia Natural 3° Serie 6 (2): 5-77.

Comisión Mundial de Represas, un Nuevo Marco para la Toma de Decisiones. El Reporte Final de la CMR. 2000. Inglaterra y USA: 404 pp.

Halloy S.R.P. 1985. Climatología y edafología de alta montaña en relación con la composición y adaptación de las comunidades bióticas (con especial referencia a las Cumbres Calchaquíes, Tucumán). Ann. Arbor, Michigan: University Microfilm International Publ. (UMI): 839 pp.

Koerber S., Litz T.O, Mirande J.M. 2015. CLOFFAR - Update 1 - Supplement to Checklist of the Freshwater Fishes of Argentina Ichthyological Contributions of Peces Criollos 39: 1-4.

Koerber S., Litz T.O., Mirande J.M. 2017. CLOFFAR - Update 1 - Supplement to Checklist of the Freshwater Fishes of Argentina Ichthyological Contributions of Peces Criollos 47: 1-9.

Locascio de Mitrovich C., Villagra de Gamundi, A., Tracanna, B., Seeligmann C., Butí, C. 1997. Situación actual de la problemática limnológica de los embalses de Tucumán, Argentina. Lilloa 39 (1): 81-93.

Mapa, 2017. htpps://www.crea.org.ar/mapalegal/otbn. Revisado el 16 de septiembre de 2021.

Mendoza E.A., González J.A. 2011. Las Ecorregiones de Noroeste Argentino basadas en la clasificación de Köppen. Serie Conservación de la Naturaleza 19: 41 pp.

Mirande J.M., Aguilera G., Azpelicueta M.M. 2007. A new species of *Astyanax* (Characiformes: Characidae) from the endorheic río Salí basin, Tucumán, northwestern Argentina. Zootaxa 1646: 31–39.

Mirande J.M., Koerber S. 2015. Checklist of the Freshwater Fishes of Argentina (CLOFFAR) Ichthyological Contributions of Peces Criollos 36: 1-68.

Mirande J.M., Aguilera G. 2009. Los peces de las selvas pedemontanas del noroeste argentino. En: Ecología, historia natural y conservación de la Selva Pedemontana de las Yungas Australes (Brown A., Blendinger, P., Lomáscolo T., García Bes, P. eds.) Capítulo 7.

Oldani N., Baigun C.R., Delfino, R. 2005. Consideraciones sobre el funcionamiento de los sistemas de transferencia para peces en las represas de los ríos de la porción inferior de la Cuenca del Plata: 367-381. En: INSUGEO, Miscelánea 14. Temas de la Biodiversidad del Litoral Fluvial Argentino II. Ed: Florencio Aceñolaza

Ortega H, Chocano L., Palma C., Samanez I. 2010. Biota acuática en la Amazonia Peruana: diversidad y usos como indicadores ambientales en el Bajo Urubamba (Cusco – Ucayali). Revista Peruana de Biología 17(1): 029- 035.

Pucylowski T.M. 2013.The behavioral effects of boat noise on fish populations in Oneida Lake, NY. Honors Theses. Paper 26 pp

Sebastianutto L., Picciulin M., Costantini M., Ferrero E. 2011. How boat noise affects an ecologically crucial behaviour: the case of territoriality in *Gobius cruentatus* (Gobiidae). Environmental Biology & Fisheries 92: 207-213.

Terán G., Butí C., Mirande J.M. 2017. A new species of *Astyanax* (Ostariophysi: Characidae) from de headwaters of the arheic Sucuma R: e160165.

Terán G.E., Benítez M.F. , Mirande J.M. 2020. Opening the Trojan horse: phylogeny of *Astyanax*, two new genera and resurrection of *Psalidodon* (Teleostei: Characidae). Zoological Journal of the Linnean Society, 2020, XX, 1–18. With 2 figures.

Vervoorst F. 1981 (en Laurent R.F. & Teran E.M. 1981. Lista de los Anfibios y Reptiles de la Provincia de Tucumán). Miscelánea 71: 1-15.



CAPÍTULO 8

Los murciélagos del dique Escaba y sus alrededores (Tucumán, Argentina): investigación, educación y conservación

Bats of Escaba Dam and its surroundings (Tucumán, Argentina): research, education, and conservation

Mónica Díaz[1,2,3*], Daniela Miotti[1], Santiago Gamboa Alurralde[1,2]

[1] Instituto de Investigaciones de Biodiversidad Argentina (PIDBA), Programa de Conservación de los Murciélagos de Argentina (PCMA). Facultad de Ciencias Naturales e IML, UNT. Miguel Lillo 205, (T4000JFE) San Miguel de Tucumán, Argentina.
[2] CONICET (Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas).
[3] Fundación Miguel Lillo. Miguel Lillo 251, (T4000JFE) San Miguel de Tucumán, Argentina.
* Autora para correspondencia: mmonicadiaz@yahoo.com.ar

Resumen

Las Yungas de Argentina es una de las eco-regiones más diversas y la que está sufriendo mayor degradación antrópica, en ella se encuentran representadas el 66% de las especies de murciélagos presentes en la Argentina. En el sur de las Yungas se encuentra la comuna de Escaba donde se emplaza el Dique Escaba que aloja una de las colonias de cría más grandes en una construcción humana de una especie migradora, *Tadarida brasiliensis* (Molossidae). Este trabajo tuvo como objetivo determinar la diversidad del área, estudiar la colonia alojada en el dique y poner en conocimiento de la comunidad de Escaba sobre la importancia de la conservación de los murciélagos. Para cumplir con dichos objetivos, se realizaron muestreos en y alrededor del dique desde 1992, como así también actividades con la comunidad de Escaba. Debido a los estudios realizados hace unos años, el dique Escaba fue declarado SICOM (Sitio de Importancia para la Conservación de los Murciélagos) debido a la importancia de conservar la colonia y su refugio; y recientemente el área de influencia fue declarada como AICOM (Área de Importancia para la Conservación de los Murciélagos) por proteger especies de importancia para la conservación y una alta diversidad en esa porción de las Yungas.

Palabras clave — Mamíferos, Chiroptera, diversidad, colonia, educación.

Abstract

The Argentine Yungas is one of the most diverse ecoregions suffering greater anthropic disturbance, 66% of bat species of Argentina are represented in this area. In the southern Yungas is the Escaba community, where the Escaba Dam is located, it houses one of the largest breeding colonies of a migratory species, *Tadarida brasiliensis* (Molossidae), in a human construction. The objectives of this research were to determine the diversity of the area, study the colony housed in the dam, and teach the Escaba community about the importance of bat conservation. In order to reach these objectives, surveys in and around the dam were carried out since 1992, as well as activities with the Escaba community. As a consequence of the researches carried out a few years ago, the Escaba Dam was declared as a Site of Importance for Bat Conservation (SICOM, for its acronym in Spanish), due to the importance of conserving the colony and its refuge, the area of influence was recently declared as an Area of Importance for Bat Conservation (AICOM, for its acronym in Spanish) for protecting species of importance for conservation and high diversity in this part of the Yungas.

Keywords — Mammals, Chiroptera, diversity, colony, education.

Introducción

La selva de Yungas es considerada una de las áreas más ricas y diversas en el mundo (Mittermeier *et al*., 1999); en Argentina se ubica en el noroeste del país en las provincias de Jujuy, Salta, Tucumán y Catamarca. Es la tercera región más diversa de murciélagos en Argentina representando el 66% del total de las especies presentes en el país (67), de las cuales tres son exclusivas de las Yungas en Argentina (*Micronycteris microtis*, *Anoura caudifer* y *Sturnira oporaphilum*; Barquez, 2006; Díaz *et al*., 2016; Urquizo *et al*., 2017; Barquez & Díaz, 2020). La importancia del área se basa en la riqueza de especies y el alto grado de degradación que viene sufriendo en las últimas décadas (Barquez & Díaz, 2001; Díaz & Barquez, 2007; Jayat *et al*., 2009; Jayat & Ortiz, 2010).

El extremo sur de las Yungas, un área de transición con el Chaco, es una de las menos estudiadas y la que ha recibido mayor presión antrópica en las últimas décadas, con actividades tales como el turismo y la agricultura. Por otro lado, la tasa de disminución de los ensambles de murciélagos en la porción más austral de las Yungas, es mayor que en otros grupos taxonómicos, ya que la riqueza disminuye en un 50 % por debajo de los 23° o 24° (Barquez & Díaz, 2001; Ojeda *et al*., 2008). En esta zona de Yungas, en la provincia de Tucumán, se ubica la comuna de Escaba, donde se encuentra el Dique Escaba. Tanto el área como el embalse son importantes desde el punto de vista de los murciélagos, ya que el área posee una alta diversidad de quirópteros y el dique aloja una gran colonia de cría de murciélagos insectívoros. Por estas razones es que el dique fue nombrado un SICOM (Sitio de Importancia para la Conservación de los Murciélagos) y la zona de influencia como AICOM (Área de Importancia para la Conservación de los Murciélagos);el mismo fue presentado por

el PCMA (Programa de Conservación de los Murciélagos de Argentina) y avalado por la RELCOM (Red Latinoamericana y del Caribe para la Conservación de los Murciélagos) (http://www.pcma.com.ar/SICOM%2004%20Dique%20Escaba.html) (Castilla *et al.*, 2020).

En este trabajo se resumen los resultados obtenidos por el grupo de trabajo a lo largo de los años de estudios en la zona, tanto desde el punto de vista de investigación como en educación y conservación. Es por ello que se ofrecen datos sobre la diversidad de especies de murciélagos en la zona, diferentes aspectos de la colonia de *Tadarida brasiliensis* alojada en el Dique Escaba y se presentan las actividades realizadas con la comunidad, todas acciones tendientes a conservar a los murciélagos de Escaba y sus alrededores.

Materiales y métodos

Área de estudio.— La comuna de Escaba (27°40'7"S, 65°45'54"O) está conformada por Villa de Escaba, Escaba de Arriba, ubicada al noroeste del Dique Escaba, y Escaba de Abajo, al suroeste del embalse. La Villa se ubica a 25 km al suroeste de la ciudad de Alberdi (Provincia de Tucumán, Argentina), área donde se localiza el Dique Escaba sobre el río Marapa (Figura 1) con 580 ha de expansión y 75 m de profundidad (Ruiz de Toro & Toro, 2014). El nombre Escaba deriva del vocablo Quechua que significa "lugar donde se encuentran las aguas" en referencia a la unión de los

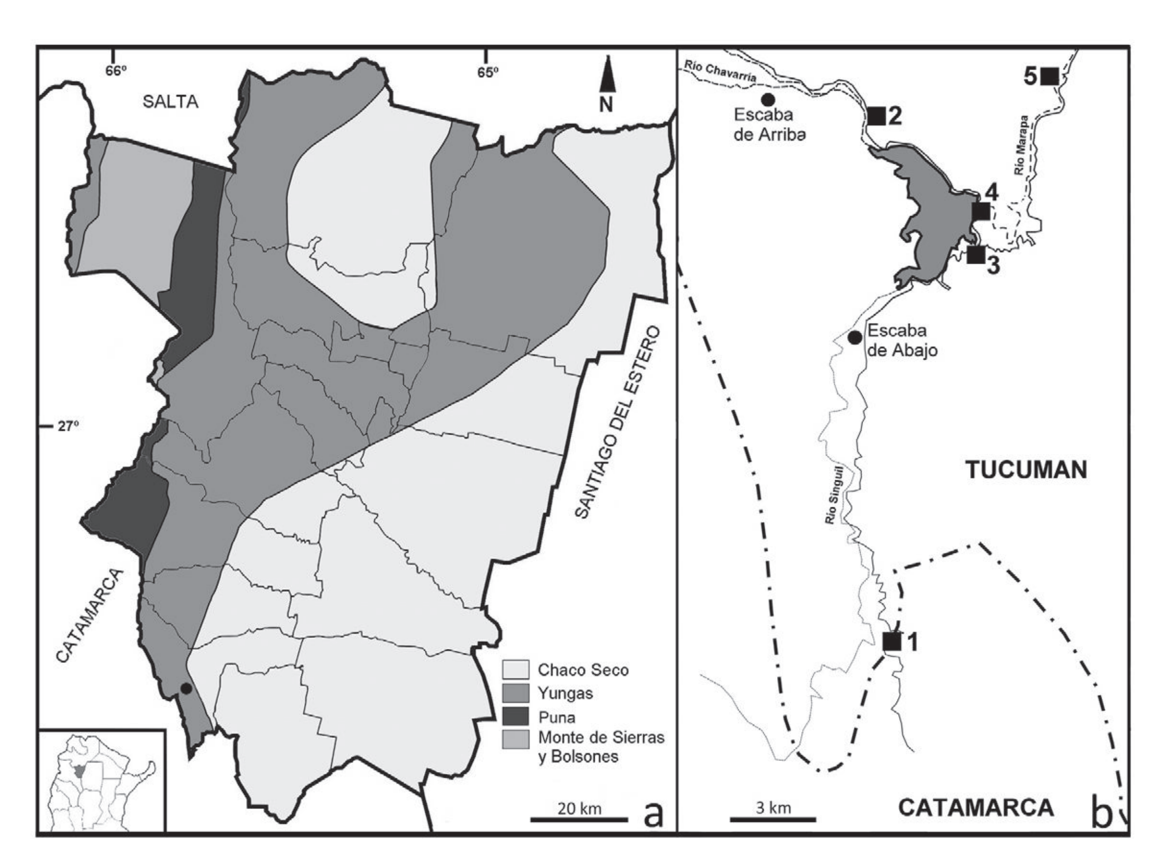


Figura 1. a) Ubicación de Escaba en el Departamento Alberdi, Tucumán, Argentina. **b)** Sitios de colecta en el área de estudio, ver Apéndice para detalles.

ríos Singuil, Chavarría y Marapa, junto con los arroyos Yacuichacuna, Huasarroyo, El Chorro y La Mora (Ruiz de Toro & Toro, 2014). La Villa se ubica en la base de las Sierras de Narváez y los principales tributarios son los ríos Chavarría, que ingresa por el noroeste, y el Singuil, que ingresa por el sur. El poblado de la Villa de Escaba cuenta con aproximadamente 400 pobladores y dista unos 3 km del paredón del dique (https://www.municipalidad-argentina.com.ar/municipalidad-escaba.html).

La presa del Dique Escaba se construyó entre 1943 y 1948, con hormigón aligerado y posee un vertedero de superficie cuyas características favorecieron la instalación y crecimiento de una colonia de murciélagos.

El área pertenece a la ecorregión de las Yungas (Burkart *et al.*, 1999) o Yungas Andinas del Sur dentro del bioma de Bosques Húmedos de hojas anchas Tropicales y Subtropicales (Dinerstein *et al.*, 2017), las comunidades vegetales corresponden a las típicas del área de pedemonte de las Sierras Subandinas, pudiéndose destacar especies vegetales como: algarrobo (*Prosopis alba* y *Prosopis nigra*), cebil (*Anadenanthera colubrina = Anadenanthera macrocarpa= Piptadenia macrocarpa*), cebil horco (*Piptadenia exelsa*), arrayán (*Eugenia uniflora*), churqui (*Acacia caven*), tusca (*Acacia aroma*), tala (*Celtis espinosa*), entre otros (Pantorrilla & Nuñez Regueiro, 2006).

Datos de colecta.— Los primeros datos que se registraron tanto en el área como en el Dique fueron de manera aislada entre 1992 y 2000, los muestreos fueron realizados por miembros del PIDBA (Programa de Investigaciones de Biodiversidad Argentina), con la colocación de redes principalmente en el Dique Escaba y en la zona de la Hostería de Escaba. En los últimos años, en el marco de una tesis doctoral y de becas RELCOM (Red Latinoamericana y del Caribe para la Conservación de los Murciélagos) – BCI (Bat Conservation International), se realizaron muestreos de manera sistemática. En estos últimos relevamientos, los ejemplares fueron colectados en cinco sitios diferentes (Figura 1, Apéndice) durante siete muestreos de tres noches cada uno. Para la captura de los murciélagos se utilizaron seis redes de niebla de 12 m (Figura 2 a), ubicadas en diferentes sitios del área de estudio (senderos, cursos de agua, bordes de la vegetación; y a diversas alturas: a nivel del suelo y a 2 y 4 m de altura), entre septiembre de 2012 y octubre de 2015. Las redes permanecieron abiertas por un período de seis horas. Los ejemplares liberados fueron marcados mediante el corte de pelo a la altura de la escápula, a fin de reconocer las recapturas en un corto plazo. El esfuerzo de muestreo se calculó siguiendo a Medellín (1993).

Con el objetivo de determinar si los muestreos fueron representativos de las comunidades, se elaboró una curva de acumulación de especies utilizando el EstimateS (Colwell, 2013), tomando como unidad de análisis el número de muestreos. La curva fue calculada usando el estimador no paramétricos Chao 1 para estimar cuántas especies se esperaban encontrar en el área de estudio.

En el Dique Escaba, se realizaron 11 muestreos mensuales de dos noches consecutivas entre enero del 2017 y agosto del 2018 con el objetivo de estimar el tamaño de la colonia de *T. brasiliensis*. Los ejemplares fueron capturados utilizando una trampa arpa, colocada en la puerta del vano (Figura 2 b). Para determinar la abundancia de la colonia se utilizaron dos métodos complementarios: 1) estimación de la superficie de las paredes internas del vano cubierta por murciélagos comparándola con



Figura 2. a) Redes de niebla. **b)** Trampa arpa colocada en la salida del vano del dique.

una medida de referencia conocida para la especie, y 2) uso de una cámara de video infrarroja colocada en la puerta del vano para registrar la salida de los ejemplares (Figura 3). La estimación de la superficie ocupada se realizó por la mañana cuando toda la población de murciélagos descansaba dentro del vano.

De cada ejemplar colectado se tomaron las medidas externas estándar, se estableció la edad a través de la osificación de las falanges, sexo, y condición reproductiva siguiendo a Díaz *et al.* (1998). Para la identificación de las especies se utilizaron las claves de Barquez & Díaz (2009); Díaz *et al.* (2011) y Díaz *et al.* (2016). Los murciélagos fueron agrupados por gremio trófico siguiendo a Aguirre (2002) y Segura-Trujillo *et al.* (2016). Los especímenes de referencia fueron taxidermizados como piel, cráneo y esqueleto, o fijados en formol, y depositados en la Colección Mamíferos Lillo (CML), Tucumán. La colección de los ejemplares fue autorizado por la Dirección de Flora, Fauna y Suelo de la provincia de Tucumán (permisos número 213-13).

Educación y difusión.— Se llevaron a cabo charlas en las escuelas de la zona y a la comunidad en general para informar sobre los servicios ecosistémicos que brindan los murciélagos y la importancia de conservarlos (Figura 4 a-b). Las escuelas visitadas fueron: 1) Escuela 318 en Escaba de Arriba, donde se ofreció una charla el 22 de agosto de 2012 a aproximadamente 27 alumnos de 5 a 12 años; y en diciembre de 2012 se realizó otra visita; 2) Escuela 190 en Escaba de Abajo donde se dictó una charla en marzo de 2013 para niños desde 8 a 13 años. Además, se entregaron folletos y pósters con información básica de los murciélagos y su importancia en los ecosistemas, como así también un cuento infantil ("Ronaldo, el brasilerito"; Díaz, 2011) que forman parte de las bibliotecas de cada una de las escuelas visitadas.



Figura 3. Cámara de video infrarroja colocada en la puerta del vano del dique.

Resultados

Especies registradas.— Como resultado de los relevamientos aislados entre 1992 y 2000, se colectaron 43 ejemplares pertenecientes a seis especies: *Myotis dinellii* (Vespertilionidae), *Chrotopterus auritus*, *Sturnira erythromos*, *Sturnira lilium* (Phyllostomidae), *Promops nasutus* y *Tadarida brasiliensis* (Molossidae).



Figura 4. a) Charla ofrecida a los alumnos de la escuela 318 en Escaba de Arriba. **b)** Stand colocado en la ciudad de Alberdi.

Respecto a los muestreos sistemáticos, entre 2012 y 2015, se realizaron durante 21 noches de muestreo con un esfuerzo de 9 072 m-horas, en los cuales se colectaron 120 ejemplares pertenecientes a 14 especies y tres familias. La familia más representada fue Vespertilionidae con 10 especies, seguida de Phyllostomidae con 3 y Molossidae con 1. El número de especies esperadas según el estimador Chao 1 fue de 20,97 ± 6,01 (Figura 5). De acuerdo con este resultado, el 76 % de las especies totales fueron registradas en el área.

El total de las especies registradas (16) se detallan abajo indicándose entre paréntesis el gremio al que pertenecen (Car: carnívoro; Fr: frugívoro; He: hematófago; Art-VR: artropodófagos de vuelo rápido; Art-VL: artropodófagos de vuelo lento) (Barquez & Díaz, 2001; Gamboa Alurralde *et al*., 2017) (Figura 6).

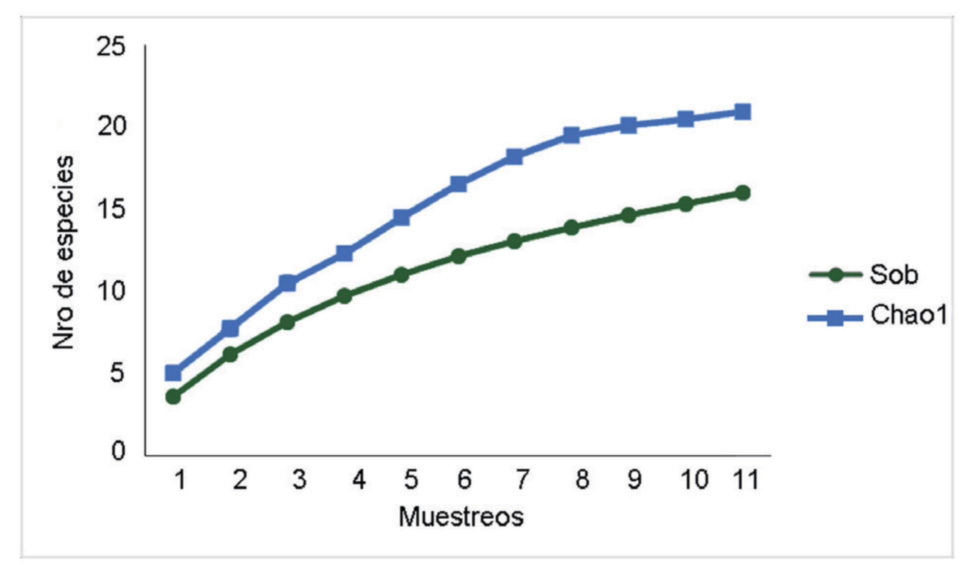


Figura 5. Curva de acumulación de especies.

- Familia **Phyllostomidae**
- Subfamilia **Desmodontinae**

Desmodus rotundus (He): es una especie ampliamente distribuida en Argentina desde el norte al centro del país (Barquez & Díaz, 2009, 2020), se colectaron 10 ejemplares machos en áreas con ganado, lo que era esperable por el tipo de alimentación de esta especie. Precisamente su alimentación hematófaga produce conflictos con la población, especialmente con los ganaderos, siendo fundamental la vacunación del ganado para evitar los brotes de rabia.

- Subfamilia **Phyllostominae**

Chrotopterus auritus (Car): esta especie está restringida al norte de Argentina, con mayor cantidad de registros procedentes de Jujuy, Salta y Misiones (Barquez *et al.*, 1999; Barquez & Díaz, 2009, 2020). Una hembra fue colectada en una red a la salida del vano del dique, probablemente los especímenes de *Tadarida brasiliensis* constituyen una fuente de alimento para esta especie. Este registro es uno de los más australes de la especie (Gamboa Alurralde *et al.*, 2017) (Figura 6 a).

- Sufamilia **Stenodermantinae**

Sturnira erythromos (Fr): Presente solo en el noroeste de Argentina en zona de Yungas y Chaco Seco (Barquez *et al.*, 1999; Barquez & Díaz, 2009, 2020), esta especie, junto con *Sturnira lilium*, es importante por la dispersión de semillas, especialmente de plantas pioneras como *Piper*, *Vismia* y solanáceas (Iudica, 1995; Iudica & Bonaccorso, 1997; Giannini, 1999; Sánchez *et al.*, 2012a, 2012b). En total se colectaron 13 ejemplares, 7 hembras y 6 machos; 8 de ellos fueron capturados en el paredón del dique (Figura 6 b).

Sturnira lilium (Fr): Esta especie tiene una distribución más amplia que la anterior ya que ocupa el noroeste y el noreste del país (Barquez *et al.*, 1999; Barquez & Díaz, 2009, 2020), siendo además más abundante y común que *S. erythromos*. Se

capturaron 28 ejemplares, 11 hembras y 17 machos, en tres sitios diferentes, al menos 6 en el paredón del dique.

- Familia **Molossidae**

Promops nasutus (Art-VR): Si bien está ampliamente distribuida en el norte del país alcanzando la provincia de Córdoba, se conoce por escasos registros (Barquez *et al*., 1999; Barquez & Díaz, 2020). Tres hembras fueron colectadas en junio de 2000 en el techo de la Hostería Eskay Apu. Al ser artropodófaga, como el resto de las especies de molósidos y vespertiliónidos, es importarte como controlador biológico de plagas de cultivos (ver Gamboa Alurralde *et al*., 2017, Gamboa Alurralde & Díaz, 2018).

Tadarida brasiliensis (Art-VR): Se distribuye en todo el país, excepto en las provincias de Chaco, Corrientes y Tierra del Fuego (Barquez, 2006; Barquez *et al.*, 2013). Sólo se colectaron 26 ejemplares, 9 hembras, 12 machos y 5 con sexo no determinado, la mayoría sobre el paredón del dique. Más adelante se detallan los datos obtenidos en la colonia del dique.

- Familia Vespertilionidae

Dasypterus ega (Art-VR): Posee amplia distribución, alcanzando hacia el sur la provincia de La Pampa y Buenos Aires (Barquez & Díaz, 2009, 2020). Sólo se capturó un ejemplar hembra en el dique.

Eptesicus diminutus (Art-VL): Esta especie cuenta con pocos registros de colecta, muchos de ellos concentrados en el noroeste de Argentina y en la zona de Yungas, aunque se registra también al noreste y tan al sur como La Pampa (Barquez *et al*., 1999; Barquez & Díaz, 2009, 2020). Se colectó 1 ejemplar macho en la Hotería Eskay Apu.

Eptesicus furinalis (Art-VL): Esta especie es más común que la anterior, presente en el norte y centro sur del país (Barquez & Díaz, 2009, 2020). Cuatro ejemplares fueron colectados en el área de estudio, 3 hembras y 1 macho.

Histiotus laephotis (Art-VL): Su distribución está restringida al noroeste de Argentina, en las provincias de Salta, Jujuy, Tucumán y Catamarca, en la zona de Yungas y Chaco Seco adyacente (Barquez *et al*., 1999; Barquez & Díaz, 2009, 2020). Sólo se colectó un macho a 22 km de la Villa de Escaba. Esta especie se considera casi amenazada tanto por la IUCN (Barquez & Díaz, 2008) como en Argentina (Díaz, 2012) (Figura 6 c).

Histiotus macrotus (Art-VL): Se distribuye al oeste del país del norte al sur alcanzando la provincia de Chubut (Barquez *et al*., 1999; Barquez & Díaz, 2009, 2020). Se colectaron 8 especímenes, 6 hembras y 2 machos, la mayoría a 22 km de la Villa de Escaba (Figura 6 d).

Lasiurus blossevillii (Art-VR): Ampliamente distribuida en todo el país, llegando al sur a Buenos Aires y Río Negro (Barquez & Díaz, 2009, 2020). Los cuatro ejemplares colectados, 2 hembras y 2 machos, se colectaron a 22 km de la Villa de Escaba y en Villa Batiruana.

Myotis albescens (Art-VL): Se encuentra en todo el norte del país, alcanzando por el este la provincia de Buenos Aires (Barquez & Díaz, 2009, 2020). Se colectaron sólo 2 machos en la Hostería Eskay Apu (Figura 6 e).

Myotis dinellii (Art-VL): Es una especie con amplia distribución en el país, siendo abundante en los sitios de colecta (Barquez & Díaz, 2009, 2020). Se colectaron 54 ejemplares (39 hembras, 14 machos y 1 sexo indeterminado) en tres sitios diferentes



Figura 6. Especies de murciélagos reportados en la Villa de Escaba y alrededores: **a)** *Chrotopterus auritus*. **b)** *Sturnira erythromos*. **c)** *Histiotus laephotis*. **d)** *Histiotus macrotus*. **e)** *Myotis albescens*. f) *Myotis dinellii*.

cerca del embalse, siendo la especie con mayor cantidad de ejemplares colectados a lo largo de los años de estudio, incluso se encontró un refugio en una casa abandonada en las cercanías del dique (Figura 6 f).

Myotis keaysi (Art -VL): Se distribuye solo en el noroeste del país, en las provincias de Salta, Jujuy, Tucumán y Catamarca, y solo en la ecorregión de las Yungas (Barquez & Díaz, 2009, 2020; Barquez *et al.*, 2011). El único ejemplar, una hembra, fue colectado en Villa Batiruana. Esta especie se considera casi amenazada tanto por la IUCN (Barquez & Díaz, 2016) como en Argentina (Díaz, 2012).

Myotis riparius (Art -VL): Presente en el norte de Argentina (Barquez & Díaz, 2009, 2020). Los 6 ejemplares, 3 hembras y 3 machos, se colectaron a 22 km de la Villa de Escaba y en Villa Batiruana.

Colonia de *Tadarida brasiliensis* (Figura 7).— El dique Escaba adquirió, en los últimos años, importancia y popularidad entre los pobladores y turistas debido a la presencia de una gran colonia de *Tadarida brasiliensis*. Se estimó, en el año 1992, que dicha colonia contaba con 12 millones de ejemplares, la colonia más grande en una construcción humana que se haya registrado en Latinoamérica, siendo capaz de consumir 7 toneladas de insectos por noche (Barquez, 1992). Los murciélagos ocupaban, originalmente, el primer vano de la izquierda y dos de los vanos del extremo derecho, desplazándose por todo el interior del dique. La colonia del dique está legalmente protegida por la Ley Provincial 7058, que la declaró Monumento Natural Provincial, y prohibió, entre otras cosas, "cualquier modificación del medio en el que se desenvuelven" los murciélagos. Por otro lado, la cámara de diputados declaró a la colonia "de interés ecológico", mediante la Resolución 1181, considerando que se trata de una especie incluida en la Convención de Conservación de Especies Migratorias. Sin embargo, la colonia sufrió una gran retracción en el año 2003 debido a la reubicación y confinamiento de la misma por parte de los administradores del dique (ver Regidor *et al.*, 2003) que consideraron a los murciélagos como "nefastos" para la seguridad de la presa. La colonia fue confinada en el vano derecho impidiendo el desplazamiento dentro del dique, para lo cual utilizaron luces, sirenas y veneno, lo que afectó enormemente a la colonia que se redujo a casi un millón de ejemplares. Todas las perturbaciones realizadas afectaron el normal desarrollo de los ciclos biológicos naturales de la especie, reduciendo la superficie disponible en el dique, y poniendo en riesgo la permanencia de la colonia, además de alterar considerablemente la dinámica poblacional de la misma, teniendo en cuenta sobre todo que la misma es exclusivamente una colonia de cría.

Tadarida brasiliensis brinda un servicio ecosistémico importante al ser un gran controlador de insectos plagas (Kunz *et al.*, 2011), ya que precisamente coleópteros, lepidópteros, homópteros y hemípteros están entre las mayores pestes de los cultivos (Oliveira, 2005), todos órdenes observados en la dieta de esta especie en Argentina (Gamboa Alurralde & Díaz 2018). El control ejercido por los murciélagos disminuye el uso de insecticida y los costos para el productor y el Estado, en promedio 22,9 billones de dólares por año (Cleveland *et al.*, 2006; Boyles *et al.*, 2011), brindando un producto de mayor calidad que aumenta su valor en el mercado (Dimitri & Oberholtzer, 2009; Willer, 2011; Kyrylov *et al.*, 2018). Por otro lado, el guano que produce la



Figura 7. Salida de especímenes de *Tadarida brasiliensis* del Dique Escaba.

colonia podría ser utilizado como fertilizante, ya que los insectos no digeridos son ricos en nitrógeno y fosfatos (Gillieson, 1996). En otras partes del mundo este producto se vende y se usa en muchas economías locales, como ser en Asia y Madagascar (Leelapaibul *et al*., 2005; Aye, 2006; Buliga, 2010; Furey & Racey, 2016).

Los agricultores locales, luego de este procedimiento de "confinamiento" de la colonia, manifestaron que observaron un aumento en la abundancia de insectos que afectaban directamente a sus cultivos (Salomón *et al*., 2006; Quintana, 2010). Incluso los pobladores locales también observaron una disminución notable de murciélagos saliendo del dique y un aumento de los insectos (Castilla, 2018; Castilla *et al*., 2020).

Tadarida brasiliensis es una especie migratoria, por lo que se encuentra incluida en la Convención sobre Conservación de Especies Migratorias de Animales Silvestres, a la cual Argentina se adhirió en 1991. La colonia alojada en el Dique es una colonia de cría; las hembras arriban al dique a principios de la primavera para parir sus crías y migran luego hacia el norte, entre fines del verano y comienzos del otoño, quedando solo un pequeño grupo de ejemplares en el dique. Se ha registrado una variación en la actividad de la colonia a lo largo de los años, ya que Barquez (2001) mencionó gran actividad en mayo del 2001, mientras que en el año 2013 se registró que la colonia había migrado en marzo, y al año siguiente recién abandonaron el refugio en mayo. Las variaciones climáticas y la fuente de alimento podrían ser dos factores que afectan el tiempo de migración de la colonia, pero aún no se realizaron estudios en este sentido en la colonia de Escaba. Precisamente, en el hemisferio norte se determinó que *T. brasiliensis* es un indicador de cambio climático debido a dependencia de las grandes densidades de insectos (Newson *et al.*, 2008 en Sherwin *et al.*, 2012).

El uso de los métodos complementarios para la estimación del tamaño de la colonia arrojó resultados interesantes. Sobre la base de los videos registrados, se estimó una población de 1,2 millones de individuos, en enero de 2018. Sin embargo, en todos los muestreos se pudo verificar que la colonia no abandona completamente el dique en una misma noche. De esta manera, los cálculos basados en los videos no mostraron el tamaño total de la población. El número total de individuos, en cambio, sí pudo ser estimado con el cálculo de la superficie total ocupada. Por ejemplo, en enero de 2018, esta técnica estimó una población de 1,7 millones de individuos, 500 mil individuos más que los estimados a través de los videos. El número máximo de individuos, estimados mediante el cálculo de la superficie ocupada, fue de 2,1 millones de murciélagos, registrados en marzo de 2018.

Educación y difusión

Se realizaron actividades en las escuelas de la zona para enseñar acerca de la importancia de conservar los murciélagos, con especial énfasis en la colonia alojada en el Dique Escaba. En 2012 se realizaron al menos dos visitas a la Escuela 318 (Escaba de Arriba, Figura 8), primero para presentar la propuesta de realizar actividades con los alumnos y la segunda vez para realizar las actividades planificadas y acordadas con las docentes. En la charla del 22 de agosto se habló sobre los murciélagos, mitos y realidades y sobre la colonia del Dique Escaba. Además, como parte del cronograma de actividades, se proyectaron tres videos: 1) sobre el vuelo de los murciélagos, 2) sobre murciélagos polinizadores y 3) un video divertido con dibujos animados para los más pequeños. Posteriormente, se realizaron actividades con la participación del alumnado para afianzar algunos de los conceptos enseñados, como ser el juego de murciélago-polilla para explicar la ecolocalización y la observación de pieles de murciélagos, donde pudieron observar las diferencias entre las distintas especies y conocer la diversidad del grupo (Figura 9 a). Adicionalmente, se entregaron artículos escolares, globos, murcigalletas y se pegó un folleto indicando que Ronaldo había visitado la escuela.



Figura 8. Alumnos y docentes de la Escuela 318 en Escaba de Arriba.

En diciembre del 2012 se realizó una segunda visita para llevar alimentos no perecederos y juguetes como parte final de lo recolectado en una campaña solidaria, realizada en septiembre en la Facultad de Ciencias Naturales e Instituto Miguel Lillo, de la Universidad Nacional de Tucumán. Al finalizar la entrega, los alumnos nos mostraron las actividades que realizaron a partir de la charla que se les dictó en septiembre y charlando con ellos nos demostraron lo bien que incorporaron la información y lo que aprendieron sobre los murciélagos y sus beneficios para el medio ambiente.

En marzo de 2013 se visitó la escuela 190 de Escaba de Abajo y se dictó una charla sobre los mitos y las realidades de los murciélagos, abarcando desde las características generales hasta la problemática específica de la colonia del Dique de Escaba. En esta oportunidad, la respuesta de los alumnos también fue muy positiva, demostrando no sólo gran interés sino también un importante conocimiento sobre los murciélagos. Luego de la charla se repartieron folletos con información de los murciélagos y su importancia en los ecosistemas, se les entregó también el cuento de Ronaldo y se colocó una bandera con la silueta de este personaje donde los chicos ponían su cara para sacarse una foto (Figura 9 b).

En julio de 2014 se colocó un stand en la plaza central de la localidad de Alberdi con material educativo del PCMA, consistente en láminas con información general de los murciélagos, cajas con murciélagos taxidermizados provenientes de la zona y la murcibandera con Ronaldo como figura central. Además, se realizaron



Figura 9. Actividades en las escuelas. **a)** Observación de pieles de murciélagos. **b)** Silueta de "Ronaldo, el brasilerito" para sacarse fotos.

actividades destinadas a los niños en las que pintaron y dibujaron a las distintas mascotas del PCMA, las cuales representan murciélagos de los diferentes gremios tróficos. Se entregaron folletos y pósters con información básica de los murciélagos y su importancia en los ecosistemas. En las actividades participaron alumnos de primaria y secundaria y miembros de la comunidad en general.

En junio de 2018 se visitó la escuela de El Corralito y se dictó una charla para chicos de quinto y sexto año sobre acciones para la conservación de murciélagos de Argentina, abarcando desde las características generales de los murciélagos hasta información específica de la diversidad del área de Escaba y el estado de la colonia del Dique. Los alumnos habían trabajado anteriormente con los murciélagos, por lo que demostraron no sólo gran interés sino también un importante conocimiento sobre estos mamíferos. Luego de la charla se repartieron folletos con información

de la colonia del Dique Escaba y se les entregó un póster con la diversidad de murciélagos del área de Escaba.

Durante los muestreos se logró contacto con la comunidad de Escaba, los pobladores, algunos de ellos padres de los alumnos de las escuelas visitadas, se interesaron en el trabajo que se estaba realizando y fue una buena oportunidad para continuar con el objetivo de desmitificar a los murciélagos, alcanzando así a otro sector de la población.

Desde el PCMA se elaboró un folleto específico sobre el Dique Escaba y la colonia de *Tadarida brasiliensis*, contando de qué se trata, los beneficios de que exista dicha colonia y la problemática que sufrieron. Los mismos se reparten en todas las actividades del PCMA para que el público, especialmente el tucumano, conozca de la presencia de la colonia.

Discusión

En total en el área se registraron 16 especies lo que representa el 37% de las especies reportadas para las Yungas, y una alta diversidad si se comparan con otros estudios realizados en otros sitios de las Yungas de Argentina, como Bracamonte (2010), Sánchez (2011) y Gamboa Alurralde (2016), quienes mencionan entre 9 y 15 especies para sus áreas de estudio. Cabe destacar que se registraron algunas especies raras o con problemas de conservación, como ser *Histiotus laephotis* y *Myotis keaysi*. Otro aspecto a destacar es la colecta de varias especies artropodófagas que vuelan muy alto y que, generalmente, no se colectan con redes de niebla, como ser los molósidos y vespertiliónidos, lo que se puede explicar porque fueron colectados en los refugios o en las áreas de forrajeo de las especies. De acuerdo a la curva de acumulación de especies, en el área se espera la presencia de 21 especies, por lo que se hace necesario continuar muestreando en la zona. Recientemente en un estudio sobre distribuciones potenciales en el área sur de las Yungas (Castilla *et al*., 2020), se suma a *Lasiurus villosissimus* para el área de Escaba, por lo que de confirmarse su presencia se elevaría a 17 el número de especies en el área.

Respecto a la colonia que ocupa el dique, la especie que la forma, *T. brasiliensis*, usa diferentes tipos de refugios, tanto naturales (*p.e.* cuevas) como construcciones humanas (*p.e*. puentes, alcantarillas, edificios) (Wilkins, 1989; Fraze & Wilkins, 1990). Las grandes cuevas suelen ser ocupadas por colonias de cría, mientras que los refugios en construcciones humanas suelen ocuparlos individuos transitorios y ocasionalmente murciélagos residentes (Fraze & Wilkins, 1990); pero en este caso, el dique no solo contiene una de las colonias más grandes de *T. brasiliensis* en una construcción humana, sino que es una colonia de cría. Otro ejemplo de una colonia de cría en una construcción humana es aquella que ocupa la Facultad de Derecho de Universidad Nacional de Rosario, Santa Fe (Romano *et al*., 1999).

En cuanto al aspecto educativo y de difusión, la aceptación e interés de los niños para con los murciélagos fue considerado un resultado sumamente positivo y relevante, dado que ellos son los principales transmisores del conocimiento. En un estudio de tesis doctoral realizado en la zona, a través de encuestas se indagó sobre la impresión de la población respecto a la colonia. El 93 % de los entrevistados sos-

tuvo que la colonia no les molesta y el 100% que debía conservarse; las razones que manifestaron fueron que brindan un servicio ecosistémico (*p.e.* control de insectos), por la oportunidad de desarrollar el turismo, por ser parte de la naturaleza o formar parte de su identidad (ver Castilla, 2018; Castilla *et al*., 2020).

Todas las razones antes expuestas fueron utilizadas para reforzar una propuesta de la región como un AICOM (Área de Importancia para la Conservación de los Murciélagos), la que fue aprobada recientemente. Esto causará un gran impacto en pro de la conservación de los murciélagos, ya que al contar con el reconocimiento y respaldo de la RELCOM se podrá llegar a sectores más altos de la sociedad, con la intención de hacer cumplir la ley provincial de protección de esta colonia, con la consecuente preservación del área.

Por otro lado, tanto en la colonia de Escaba como en la de Rosario se están llevando a cabo estudios sobre la fisiología de la lactancia y sobre la presencia del virus del papiloma, lo que permitirá un mayor conocimiento de la dinámica y de la ecología de estas grandes colonias (Miotti *et al*., 2017; Peréz *et al*., 2017; Zampini *et al*., 2017; Zampini *et al*., 2018).

Apéndice. Lista de sitios de colecta.

Sitio	Provincia	Departamento	Localidad	Coordenadas	Elevación
1	Catamarca	Paclín	22 km al SE de Villa de Escaba, sobre ruta provincial Nº 9.	27º47’48,48” S 65º46’56,64” O	538 m
2	Tucumán	Juan B. Alberdi	6 km al NW de Villa de Escaba (Escaba de arriba).	27°38’06,87” S 65°47’28,93” O	687 m
3	Tucumán	Juan B. Alberdi	Villa de Escaba, Hostería.	27º40’11,70” S 65º45’45,50” O	684 m
4	Tucumán	Juan B. Alberdi	Escaba, sobre el puente del dique Escaba.	27’39’29,34” S 65°45’47,52” O	619 m
5	Tucumán	Juan B. Alberdi	Villa de Barituana.	27’38’11,61” S 65°44’40,29” O	515 m

Agradecimientos

Agradecemos a todos los miembros del PIDBA (Programa de Investigaciones de Biodiversidad Argentina) y del PCMA (Programa de Conservación de los Murciélagos de Argentina) por su colaboración tanto en el trabajo de campo como de laboratorio a lo largo de estos años; pero especialmente el Dr. Barquez quien comenzó con estos estudios en el Dique de Escaba. También agradecemos los subsidios recibidos de RELCOM (Red Latinoamericana y del Caribe para la Conservación de los Murciélagos), BCI (Bat Conservation International), el CONICET (Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas) y FONCyT-Agencia PICT 2016-0359.

Participación

Todos los autores contribuyeron de igual manera.

Conflicto de intereses

Los autores declaran no tener ningún conflicto de interés.

Literatura citada

Aguirre L.F. 2002. Structure of a Neotropical savanna bat community. Journal of Mammalogy 83: 775–784.

Aye N.N. 2006. Ecology and economic importance of Tadaridaplicata (Buchannan, 1800), free-tailed bat in some areas of Myanmar. Tesis no publicada. University of Yangon, Myanmar.

Barquez R.M. 1992. Informe Técnico sobre la Colonia de murciélagos del Dique Escaba solicitado por Agua y Energía Eléctrica Tucumán.

Barquez R.M. 2001. Informe Técnico sobre la Colonia de murciélagos del Dique Escaba solicitado por Agua y Energía Eléctrica Tucumán.

Barquez R.M. 2006. Orden Chiroptera. En: Barquez, R.M., Díaz M.M., Ojeda R.A. (eds), Mamíferos de Argentina: sistemática y distribución (56–86). Sociedad Argentina para el estudio de los Mamíferos (SAREM), Mendoza, Argentina.

Barquez R.M., Carbajal M., Failla M., Díaz, M.M. 2013. New distributional records for bats of Argentine Patagonia and the southernmost known record for a molossid bat in the world. Mammalia 77 (1): 119-126.

Barquez R.M., Díaz M.M. 2001. Bats of the argentine Yungas: a systematic and distributional analysis. Acta Zoológica Mexicana 82: 29–81.

Barquez R.M., Díaz M.M. 2020. Nueva guía de Murciélagos de Argentina. Publicación Especial del PCMA (Programa de Conservación de los Murciélagos de Argentina), Nro 3. Tucumán, Argentina.

Barquez R.M., Díaz M.M. 2008. *Histiotus laephotis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T136502A4301641. http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T136502A4301641.en. Downloaded on 28 June 2019.

Barquez R.M., Díaz M.M. 2009. Los murciélagos de Argentina: clave de identificación (Key to the Bats of Argentina). Publicación Especial PCMA (Programa de Conservación de los Murciélagos de Argentina), Editorial Magna, Tucumán, Argentina.

Barquez R.M., Díaz M.M. 2016. *Myotis keaysi*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T14170A22056048. http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-3.RLTS.T14170A22056048.en. Downloaded on 28 June 2019.

Barquez R.M., Mares M.A., Braun J.K. 1999. The bats of Argentina. Special Publications Museum of Texas Tech University 42, 1–275.

Barquez R.M., Sánchez M.S., Sandoval M.L. 2011. Nuevos registros de murciélagos (Chiroptera) para el norte de Argentina. Mastozoología Neotropical 18: 11–24.

Boyles J.G., Cryan P.M., McCracken G.F., Kunz T.H. 2011. Economic importance of bats in agriculture. Science 332: 41–42.

Buliga C. 2010. Guano Exploitation in Madagascar. Independent Study Project (ISP) Collection. 904. https://digitalcollections.sit.edu/isp_collection/904

Burkart R., Bárbaro N.O., Sánchez R.O., Gomez D.A. 1999. Eco-regiones de la Argentina. Administración de Parques Nacionales, Buenos Aires, Argentina.

Castilla M.C. 2018. Diagnóstico etno-zoológico y biogeográfico del ensamble de murciélagos del dique de escaba: implicancias para su conservación. Tesis doctoral, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Córdoba.

Castilla M.C., Campos C., Colantonio S., Díaz M.M. 2020. Perceptions and attitudes of the local people towards the bats in the surroundings of the Escaba dam (Tucumán, Argentina). Ethonobiology and Conservation 9 (9): 1–14.

Castilla M.C., Cuyckens G.A.E., Zucarelli V., Díaz M.M. 2020. Riqueza potencial de murciélagos en el sur de las Yungas: aportes para la conservación de especies. Mastozoología Neotropical 27 (1): 61-71.

Cleveland C.J., Betke M., Federico P., Frank J.D., Hallam T.G., Horn J., López J.D., McCracken G.F., Medellín R.A., Moreno-Valdez A., Sansone C.G., Westbrook J.K., Kunz T.H. 2006. Economic value of the pest control service provided by Brazilian free-tailed bats in southcentral Texas. Frontier in Ecology and the Environment 4: 238–243.

Colwell R.K. 2013. EstimateS: statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 9. Disponible en: purl.oclc.org/estimates.

Díaz M.M. 2011. Ronaldo "*el brasilerito*". Serie de Cuentos del PCMA (Programa de Conservación de los Murciélagos de Argentina), Editorial Magna, Tucumán, Argentina.

Díaz M.M. 2012. Chiroptera. En: Ojeda R.A., Chillo V., Díaz G.B. (eds), Libro rojo de los Mamíferos Amenazados de la Argentina (67–80). Sociedad Argentina para el Estudio de los Mamíferos (SAREM), Argentina.

Díaz M.M., Aguirre L.F., Barquez R.M. 2011. Clave de identificación de los murciélagos del cono sur de Sudamérica (Argentina, Bolivia-Chile-Paraguay-Uruguay) Publicación especial PCMA (Programa de Conservación de los Murciélagos de Argentina)-PCMB (Programa para la Conservación de los Murciélagos de Bolivia). Cochabamba, Bolivia.

Díaz M.M., Barquez R M. 2007. The wild mammals of Jujuy province, Argentina: systematics and distribution. En: Kelt, D. A., Lessa, E., Salazar-Bravo, J.A., Patton J.L. (eds), The quintessential naturalist: honoring the life and legacy of Oliver P. Pearson (417–578). California: University of California Press, California, Estados Unidos.

Díaz M.M., Flores D.A., Barquez R.M. 1998. Instrucciones para la preparación y conservación de mamíferos. PIDBA Publicaciones Especiales, Tucumán, Argentina.

Díaz M.M., Solari S., Aguirre L.F., Aguiar L.M.S., Barquez R.M. 2016. Clave de identificación de los murciélagos de Sudamérica. Publicación Especial Nº 2, PCMA (Programa de Conservación de los Murciélagos de Argentina). Editorial Magna, Tucumán, Argentina.

Dimitri C., Oberholtzer L. 2009. Marketing U.S. organic foods: Recent trends from farms to consumers. US Department of Agriculture Economic Research Service.

Dinerstein E., Olson D., Joshi A., Vynne C., Burgess N.D., et al. 2017. An Ecoregion-Based Approach to Protecting Half the Terrestrial Realm. BioScience 67 (6): 534–545.

Fraze R.K., Wilkins K.T. 1990. Patterns of use of man-made roost by *Tadarida brasiliensis mexicana* in Texas. Southwestern Naturalist 33: 102–104.

Furey N.M., Racey P.A. 2016. Conservation Ecology of Cave Bats. En: Voigt C., Kingston, T. (eds), Bats in the Anthropocene: Conservation of Bats in a Changing World (463-500). Springer, Cham, Suiza.

Gamboa Alurralde S. 2016. Ensambles de murciélagos (Mammalia, Chiroptera) en zonas con distinto grado de perturbación de las Yungas de Argentina. Tesis doctoral, Facultad de Ciencias Naturales e Instituto Miguel Lillo, Universidad Nacional de Tucumán.

Gamboa Alurralde S., Barquez R.M., Díaz M.M. 2017. New records of bats (Mammalia: Chiroptera) for a southern locality of the Argentine Yungas. Check List 13: 1–8.

Gamboa Alurralde S., Díaz M.M. 2018. Food resource use of *Tadarida brasiliensis* (Mammalia, Chiroptera) in Northwestern Argentina. Acta Chiropterologica 20 (1): 221-228.

Giannini N.P. 1999. Selection of diet and elevation of two sympatric species of *Sturnira* in an Andean rainforest. Journal of Mammalogy 80: 1186–1195.

Gillieson D. 1996. Caves: processes, development and management. Blackwell publishers, Reino Unido.

Iudica C.A. 1995. Frugivoría en murciélagos: el frutero común (*Sturnira lilium*) en las Yungas de Jujuy, Argentina. En: Brown A.D., Grau H.R. (eds), Investigación, conservación y desarrollo de las selvas subtropicales de montaña (123–128). Laboratorio de Investigaciones Ecológicas de las Yungas, Tucumán, Argentina.

Iudica C.A., Bonaccorso F.J. 1997. Feeding of the bat, *Sturnira lilium*, on fruits of *Solanum riparium* influences dispersal of this pioneer tree in forests of northwestern Argentina. Studies on Neotropical Fauna and Environment 32: 4–6.

Jayat J.P., Ortiz P.E. 2010. Mamíferos del pedemonte de yungas de la alta cuenca del río Bermejo en Argentina: una línea de base de diversidad. Mastozoología Neotropical 17: 69–86.

Jayat J.P., Ortiz P.E., Miotti M.D. 2009. Mamíferos de la selva pedemontana del noroeste argentino. En: Brown A.D., Blendinger P.G., Lomáscolo T., Bes P.G. (eds), Selva pedemontana de las yungas, historia natural, ecología y manejo de un ecosistema en peligro (273–316). Ediciones del Subtrópico, Tucumán, Argentina.

Kunz T.H., Braun de Torrez E., Bauer D.M., Lobova T.A., Fleming T.H. 2011. Ecosystem services provided by bats. En: Ostfeld RA, Schlesinger WH (eds) The year in ecolgoy and conservation 2011 (1–38): annals of the New York academy of sciences. Wiley, New York, Estados Unidos.

Kyrylov Y., Thompson S., Hranovska V., Krykunova V. 2018. The world trends of organic production and consumption. Management Theory and Studies for Rural Business and Infrastructure Development 40 (4): 514–530.

Leelapaibul W., Bumrungsri S., Pattanawiboon A. 2005. Diet of wrinkle-lipped freetailed bat (*Tadarida plicata* Buchannan, 1800) in central Thailand: insectivorous bats potentially act as biological control agents. Acta Chiropterologica 7: 11–119.

Miotti M.D., Peréz M.E., Zampini A., Auil S., Montani M.E., Hernández M.B. 2017. Proteomica de la secreción láctea de *Tadarida brasiliensis* en diferentes etapas de lactación. II Congreso Latinoamericano y del Caribe de Murciélagos (COLAM). El Salvador.

Medellín R.A. 1993. Estructura y diversidad de una comunidad de murciélagos en el trópico húmedo Mexicano. En: Medellín R.A., Ceballos G. (eds.), Avances en el Estudio de los Mamíferos de México (333–354). Publicaciones Especiales, Vol. 1. Asociación Mexicana de Mastozoología, A.C., México.

Mittermeier R.A., Myers N., Robles Gil P., Mittermeier C.G. 1999. Hotspots: Earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions. Mexico: Cemex S.A.

Newson S.E, Mendes S., Crick H.Q.P., Dulvy N.K., Houghton J.D.R., Hays G.C., Hutson A.M., Macleod C. D., Pierce G.J., Robinson R.A. 2008. Indicators of the impact of climate change on migratory species. Endangered Species Research 7: 101–113.

Ojeda R.A., Barquez R.M., Stadler J., Brandl R. 2008. Decline of mammal species diversity along the Yungas forest of Argentina. Biotropica 40 (4): 515–521.

Oliveira C.M. 2005. Aspectos bioecológicos do coro-das-hortalicas *Aegopsis bolboceridus* (Thomson) (Coleoptera: Melolonthidae) no Cerrado do Brasil Central. Planaltina, Embrapa Cerrados, Serie Documentos 143: 1–28.

Pantorrilla M.M., Nuñez Regueiro V.A. 2006. Investigaciones arqueológicas en la zona de Escaba, provincia de Tucumán: asentamientos Condorhuasi y Aguada en las Yungas. Intersecciones en Antropología 7: 235–245.

Peréz M.E., Miotti M.D, Zampini A., Auil S., Montani M.E, Martín E., Hernández M.B. 2017. Estudio de la lactación de *Tadarida brasiliensis* en la colonia de cría de la Facultad de Derecho de la Universidad Nacional de Rosario, Argentina. XXX Jornadas Argentinas de Mastozoología. Bahía Blanca, Argentina. https://www.sarem.org.ar/wp-content/uploads/2017/11/SAREM_Resumenes-XXX-JAM_2017.pdf (5 agosto 2019)

Quintana M.G. 2010. Dinámica y distribución de Phlebotominae, vectores de Leishmaniasis, en el NOA. Ph.D. Tesis Doctoral, Facultad de Ciencias Naturales e Instituto Miguel Lillo, Universidad Nacional de Tucumán, Tucumán, Argentina.

Regidor H., Mosa S., Núñez, A. 2003. Confinamiento de una colonia de *Tadarida brasiliensis*, una alternativa de manejo compatible con la conservación. Chiroptera Neotropical 9: 157–162.

Romano M.C., Maidagan J.I., Pire E.F. 1999. Behavior and demography in an urban colony of *Tadarida brasiliensis* (Chiroptera: Molossidae) in Rosario, Argentina. Revista de Biología Tropical 47 (4): 1121–1127.

Ruiz de Toro G. de C., Toro M.C. 2014. Geografía: Recorriendo Tucumán. En: Tucumán mi querida provincia. (376–413). Ministerio de Educación de la provincia de Tucumán, Tucumán, Argentina.

Salomón O.D., Quintana M.G., Flores I., Andina A.M., Molina S., Montivero L., Rosales I. 2006. Phlebotominae sand flies associated with a tegumentary leishmaniasis outbreak, Tucuman Province, Argentina. Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical 39: 341–346.

Sánchez M.S. 2011. Interacción entre murciélagos frugívoros y plantas en las selvas subtropicales de Argentina Tesis doctoral. Facultad de Ciencias Naturales e Instituto Miguel Lillo, Universidad Nacional de Tucumán.

Sánchez M.S., Carrizo L.V., Giannini N.P., Barquez R.M. 2012a. Seasonal patterns in the diet of frugivorous bats in the subtropical rainforest of Argentina. Mammalia 76: 269–275.

Sánchez M.S., Giannini N.P., Barquez R.M. 2012b. Bat frugivory in two subtropical rain forests of Northern Argentina: testing hypotheses of fruit selection in the Neotropics. Mammalian Biology 77: 22–31.

Segura-Trujillo C.A., Lidicker Jr. W.Z., Álvarez-Castañeda S.T. 2016. New perspectives on trophic guilds of arhtropodivorous bats in North and Central America. Journal of Mammalogy 97, 644–654.

Sherwin H.A., Montgomery W.I., Lundy M.G. 2012. The impact and implications of climate change for bats. Mammal Review 1–18 doi: 10.1111/j.1365-2907.2012.00214.x

Urquizo J.H., Barquez R.M., Díaz M.M. 2017. Nueva especie de *Myotis* (Chiroptera: Vespertilionidae) para la Argentina. Mastozoología Neotropical 24: 257–261.

Wilkins K.T. 1989. *Tadarida brasiliensis*. Mammalian Species 331: 1–10.

Willer H. 2011. Organic agriculture worldwide – the results of the FiBL/Ifoam survey. En IFOAM-FiBL, Willer, H. y Kilcher L. (Edits.), The world of organic agriculture. Statistics y emerging trends 2011. (34–60). Rheinbreitbach, Germany.

Zampini A., Pérez M.E., Miotti M.D., Auil S., Montani M.E., Hernández M.B. 2017. Leche de T*adarida brasiliensis*: estudio del glóbulo graso. Serie Monográfica y Didáctica 55. Facultad de Ciencias Naturales e Instituto Miguel Lillo, Tucumán, Argentina.

Zampini A., Rodríguez A.A., Pérez M.E., Castro F., Montani M.E., Miotti M.D., Hernández M.B. 2018. Agentes de defensa en la leche de *Tadarida brasiliensis* (Chiroptera: Molossidae). IV Congreso Latinoamericano y VIII Congreso Boliviano de Mastozoología. La Paz, Bolivia. ftp://ftp.puce.edu.ec/Facultades/CienciasExactas/EscuelaCienciasBiologicas/Profesores/Burneo%20Santiago/Eventos%20Cient%C3%ADficos/2018%20CLM%20Libro%20de%20resumenes%20.pdf (29 julio 2020).



CAPÍTULO 9

Gestión de los recursos hídricos. Aprovechamiento, gestión y política hídrica del río Marapa – dique Escaba y obras anexas, Tucumán, Argentina

Water resources management. Water use, management and policy of the Marapa river – Escaba dam and annexed works, Tucumán, Argentina

David G. Aguirre

Integrante de la Comisión Especial de Emergencia Hídrica de la Legislatura de Tucumán. Fundación Sustentarnos. Mendoza 3512, (T4000DCT) San Miguel de Tucumán, Argentina.
Correo electrónico: david.gabriel.aguirre@gmail.com

Resumen

El objeto de este capítulo es describir las acciones estratégicas de gestión integral de los recursos hídricos (GIRH) de parte de las instituciones y de la sociedad en su conjunto, aquellas que se vienen ejecutando en el área biológica específica de la cuenca Marapa, siendo la misma históricamente un área de riesgo hídrico. Para cumplir este objetivo se utilizó la modalidad de investigación “mixta secuencial exploratoria” debido a la necesidad de una mirada con múltiple perspectiva y así poder concluir resumidamente los resultados obtenidos al año 2020. Por último, expresar una proyección a consideración de los interesados que puede servir para dar una continuidad efectiva a las acciones realizadas.

Palabras clave — GIRH, Política Hídrica, Cuenca Marapa, Cuenca del río Salí, Dique Escaba.

Abstract

The purpose of this chapter is to describe the strategic actions of water resources management (GIRH in Spanish) by the institutions and society as a whole that are being carried out in the specific area of the Marapa basin, which is historically a hydrologic risk area. In order to fulfill this objective, the “exploratory sequential mixed methods” applied allowing a multiple perspective that summarizes the results

obtained until 2020. Lastly, express a projection for the consideration of the interested parties that may serve to give effective continuity to the actions carried out.

Keywords — GIRH, water policy, Escaba-Marapa basin, Salí river basin, Escaba dam.

Introducción

Política Hídrica.— La Gestión Integrada de Recursos Hídricos es un "proceso" que promueve el desarrollo y manejo del recurso "Agua y Suelo" en áreas biológicas definidas. En este proceso intervienen diversas disciplinas de orden científico, técnico, social y económico. El resultado esperado es maximizar el bienestar social y el económico de manera equitativa buscando no comprometer la sostenibilidad de los ecosistemas vitales. Para lograr el resultado esperado, los profesionales que se dedican a la Gestión Integral de los Recursos Hídricos (GIRH), necesitan contar con un hilo conductor; este hilo en los países ordenados se denomina "política" y la misma termina generalmente estableciendo "leyes o legislaciones" que darán el marco de desarrollo y sostenibilidad del área biológica que se busca proteger. En nuestro país contamos con políticas de largo, mediano y corto plazo, lamentablemente con poca y antigua legislación a nivel nacional, y con segmentada legislación a nivel jurisdiccional (provincias). Aun así, en distintas áreas y en distintos lugares de nuestro país se trabajan incansablemente en promover, alinear y concertar estas políticas.

En los últimos 15 años la política sobre los recursos hídricos, es bastante consensuada, a partir de 2005 bajo la denominación de "Plan Nacional de Los Recursos Hídricos" (PNRH, 2017), y desde 2016 a la fecha bajo la denominación de "Plan Nacional del agua" (PNA, 2017), trabajan bajo un lineamiento claro, generando políticas claras en diversas áreas biológicas definidas, entre ellas " la cuenca de los ríos Salí y Dulce" del cual el río Marapa es un afluente y es considerado una sub-cuenca por su superficie y aporte.

Marco histórico. Una revisión de lo existente

Aspectos hidrológicos.— El sistema orográfico de la provincia de Tucumán, está conformado principalmente por tres cordones que se distribuyen en dirección norte-sur. El cordón central se extiende presentando importantes macizos, las "Cumbres Calchaquíes", la "Cumbre de Tafí" y las "Cumbres del Aconquija"; su extremo austral lo conforman las sierras de Santa Ana, Casas Viejas, Narváez, Cañas, Talas, Talas y Bolsón, Marapas y Escaba, constituyendo la cuenca de alimentación del Río Marapa (Guido & Sesma, 2014).

La red de desagües naturales de la cuenca del río Marapa, comprenden el río Singuil con sus nacientes en un extenso valle en la Provincia Catamarca, en la parte occidental de la cuenca; el río Chavarría con sus nacientes en el territorio de la Provincia de Tucumán, en la porción noreste de la cuenca. Cada tributario, a su vez, recibe numerosos afluentes de las mismas sierras aledañas. Su confluencia se

realiza en la extremidad oriente del valle Escaba, a pocos metros del arranque de la quebrada de Marapa, por la que sigue su curso el río ya denominado "Marapa" (Ruiz & Busnelli, 2014). La superficie de la cuenca delimitada hasta el talud del dique Escaba resulta de 900 km^2, según archivo de la Secretaría de Minería de la Nación, en el año 2013 (PTRH, 2013).

En el año 1914, más precisamente el 6 de febrero de 1914, un pluviómetro de la cuenca ubicado en las inmediaciones de lo que actualmente es el talud del dique, registró 121,4 mm en 7 horas, siendo 63,3 mm la altura media de los registros en 5 estaciones. Esta lluvia determinó una creciente durante el día 7 de febrero, de 683 m^3/s; aunque, señales encontradas en el cauce indican que hubo crecientes mayores en el río Marapa, más precisamente en el año 1873 y 1910 con caudales estimados aproximados a los 1000 m^3/s. El registro de 1914 fue determinante para tener en cuenta el seguimiento del régimen de la cuenca e iniciar un proyecto de aprovechamiento del río Marapa y la cuenca en su conjunto (Uslenghi, 1914).

Con respecto al caudal de diseño del mismo, Uslenghi (1914), responsable del proyecto de construcción del dique, indicaba que:

> Si se pudiese considerar aplicable la envolvente de máximas crecidas de Creager para la extensión de la cuenca de Escaba, corresponderían unos 8000 m^3/seg. En cambio, de la aplicación de fórmulas clásicas europeas cabría considerar como valor de la crecida máxima probable la de 1800 m^3/s. No se disponen de registros suficientes para una estimación en base al cálculo de probabilidades y por otra parte, el arbitrario procedimiento de duplicar la mayor crecida conocida nos conduciría a los 1400 m^3/s. Finalmente, y teniendo lugar que la brevísima duración de los caudales máximos da lugar a una acción reguladora del lago, y, que la situación y orientación opuestas de las cuencas de los afluentes hace poco probable la coincidencia de picos de crecidas, es lícito suponer que los caudales no sobrepasarán de la capacidad de 1000 m^3/s fijada para el aliviadero.

Aspectos geológicos del área de cierre.— Los primeros trabajos de exploración geológica se iniciaron bajo el marco de preparación del proyecto. Las rocas existentes en el subsuelo de la quebrada se clasificaron como granito porfídico y gneiss micacítico, que en la zona de emplazamiento del dique tienden a predominar respectivamente en la margen derecha e izquierda (Uslenghi, 1914).

Con respecto a la margen derecha, las exploraciones se limitaron a tres senderos, uno al nivel del río, otro al del embalse y otro intermedio, las que han permitido reconocer directamente el estado de la roca en esa abrupta ladera. Toda la estructura de la zona de apoyo del dique consiste de granito porfídico diaclasado, fracturado y en parte, descompuesto lo que se agrava por la existencia de fallas profundas, y que según los planos de deslizamiento eran aparentemente desfavorables para la estabilidad de la presa. Finalmente, debe mencionarse que el granito porfírico de la margen derecha se extiende a la opuesta en la zona de quebradilla o abra lateral en la cual se ha individualizado también, en su mismo eje, y del lado de aguas abajo una falla con relleno de arcilla, de orientación y características completamente similares a las del túnel subfluvial y a las de margen derecha (Uslenghi, 1914).

En el año 1939 se efectuó un túnel exploratorio subfluvial que evidenciaba la continuidad de la roca en la zona del eje, salvo dos fallas, una de las cuales, de unos

30 cm se encontró llena de arcilla compacta (Uslenghi, 1914). Esta última, está ubicada a 26,05 m del eje del pozo N° 2, tiene un ángulo de inclinación de 75° con la horizontal y se observó una veta plana de arcilla roja, de 1 a 2 cm de espesor adosada a un relleno de 30 a 50 cm de espesor formado por trozos de granito con agregados arcillosos. A 41,05 m del eje del pozo N° 2 se estableció el plano de separación entre la micacita de una margen y el granito porfírico de la otra. En el plano de contacto se observó una veta arcillosa roja de 0,5 a 1 cm de espesor. Se comprobó que el granito de margen derecha se encontraba fracturado a gran profundidad y que, a dos atmósferas de presión, ya se producían filtraciones de importancia, las que podrían ser de mayor cuantía con la presión del embalse. En cambio, la micacita del margen izquierdo se encontraba sana, impermeable y satisfactoria a la profundidad del túnel (Uslenghi, 1914).

El macizo de apoyo del dique en la margen izquierda, fue explorado con trincheras y galerías de uno y otro lado y, principalmente en la cresta del mismo hasta la quebrada lateral. Todas las exploraciones demostraron que, si bien se encuentra a cierta profundidad un plano de sustentación aceptable, todo el macizo tiene una estructura general floja y agrietada, seguramente permeable, lo que pareció demostrar que se trataba de un promontorio de roca resentida que se asienta sobre un manto profundo de roca sana, como lo demostró luego el túnel subfluvial (Sollazo Hnos, 1937).

Por otra parte, al excavarse el túnel de derivación en el año 1944, se comprobó el mismo estado de fracturamiento y alteración en toda su longitud lo que obligó a apuntalarlo totalmente con hormigón (Sollazo Hnos, 1944).

En septiembre de 2015 se realizó la caracterización del macizo rocoso y geología del estribo izquierdo de la Presa de Escaba. Las observaciones superficiales del macizo rocoso de fundación señalan una roca completamente alterada químicamente y fracturada mecánicamente. La meteorización mecánica tiene su origen en la intensa fracturación de la roca como consecuencia de la existencia de una zona de cizalla con varios planos de falla reconocidos y otros tantos de diaclasas. La meteorización química se debe a las condiciones ambientales a las cuales estuvo expuesta la roca del macizo de fundación: clima cálido y húmedo que permitieron el crecimiento de una densa vegetación, que en conjunto con la fracturación natural de la roca ha permitido un incremento de su alteración. Esta conjunción de fenómenos naturales ha permitido el desarrollo de un regolito en la parte superficial del macizo. Es esperable que, con el incremento de la profundidad, disminuya la alteración de la roca con el consecuente mejoramiento de las condiciones geomecánicas (Bremen, 2016).

Aprovechamiento del Río Marapa – Dique Escaba y obras anexas

El "Sistema del Río Marapa" comprende el dique de embalse "Escaba", la Central Hidroeléctrica homónima, el dique compensador "Batiruana" y el sistema de riego asociado a la misma. El objetivo de construcción del Sistema se basó en obtener mejores condiciones para la explotación agrícola de la zona, favorecer el desarrollo

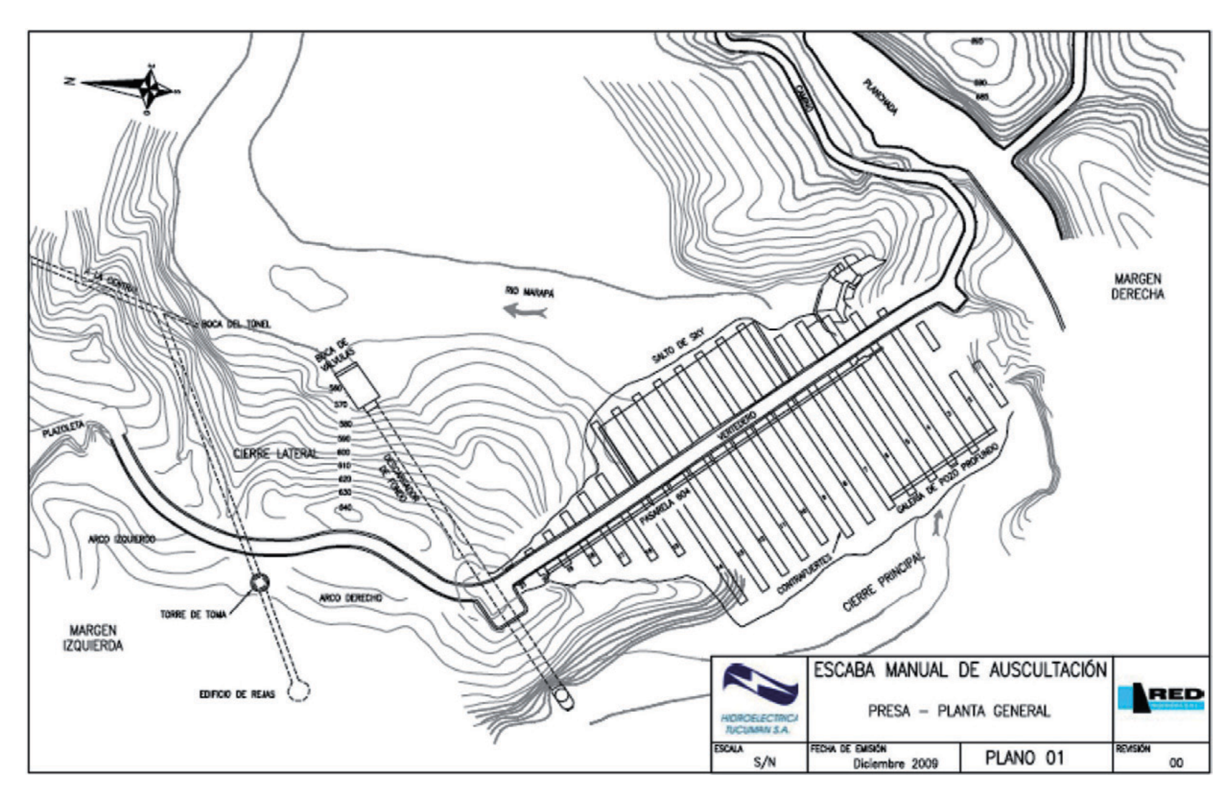


Figura 1. Planta General de la presa. Fuente: RED, Consultora para hidroeléctrica del Tucumán S.A.

industrial mediante el incremento de la oferta energética a partir de la instalación de la Central Hidráulica, siendo así, un sistema multipropósito, y controlar las crecientes estacionales de la cuenca alta. Las obras actualmente están concesionadas a Hidroeléctrica Tucumán y fiscalizadas por ORSEP (Figuras 1, 2, 3 y 4).

Desde el punto de vista técnico, el Sistema del Río Marapa está conformado por diferentes obras. A saber:

- Obras de Cierre: Presa principal de contrafuertes tipo Ambursen y cierres laterales de gravedad.
- Aliviadero con perfil Creager sobre el sector central de la presa de contrafuertes (Figura 5).
- Obra de toma, túnel de conducción y casa de Válvulas para el Descargador de Fondo.
- Obra de toma y túnel de conducción a la Central Hidráulica (Figura 6).
- Central Hidráulica equipada con tres grupos generadores de 8 MW de potencia cada uno.
- Línea de transmisión eléctrica de 132 kv a San Miguel de Tucumán.
- Compensador Batiruana consistente en una presa de hormigón aligerado tipo Noetzli-Alcorta.
- Sistema de riego consistente en un canal matriz de 10,5 m3/s, dos canales principales (norte y Sur) de 19 Km y 21,3 Km de longitud respectivamente, canales secundarios con una longitud total de 61,3 Km y una red de canales terciarios (ORSEP, 2019).



Figura 2. Vista desde lateral norte de la presa. Fuente: David G. Aguirre (2018).



Figura 3. Vista desde lateral sur de la presa. Fuente: David G. Aguirre (2018).



Figura 4. Vista desde lateral sur zona de cierre. Fuente: David G. Aguirre (2018).

La presa principal.— La misma se caracteriza por tener como principales rasgos estructurales que la distribución de las presiones es casi uniforme en cada sección horizontal, tanto a embalse lleno como vacío y también lo es el factor de deslizamiento o relación entre el esfuerzo rasante horizontal y el esfuerzo normal vertical, las losas son independientes entre sí y se apoyan sobre ménsulas de los contrafuertes protegidas con amianto y mastic bituminoso, y que toda la estructura se construye en hiladas de 12 pies (3,60 m), vinculadas por un tratamiento adecuado de la superficie de asiento de cada hilada antes de hormigonar. A fin de contribuir a la estabilidad lateral de los contrafuertes y con poder conservar la relación de esbeltez de cada faja entre juntas inclinadas dentro de límites convenientes, se dispuso de codales o puntales ente los mismos. Estos codales se disponen alternativamente empotrados o articulados a fin de incorporar cierta flexibilidad al conjunto. Cabe destacar que el vertedero consiste en una losa con perfil Creager sobre el paramento posterior de los contrafuertes y abarca siete luces con una capacidad de descarga de 1000 m3/s (Piluso & Mulhall, 2020) (Figuras 1, 2, 3 y 4).

Obras de toma y tubería de aducción a la central hidráulica.— Estas permiten captar y conducir un caudal nominal de 23,04 m/s, para el funcionamiento de tres turbinas Francis con un salto máximo de 146,5 (m de columna de agua – altura piezométrica). El conjunto de estas obras está constituido por la obra de toma (túnel de aducción) a lo largo del cual se ubican el recinto de alojamiento de las compuertas



Figura 5. Vista frontal de aliviadero con perfil Creager. Fuente: David G. Aguirre (2018).

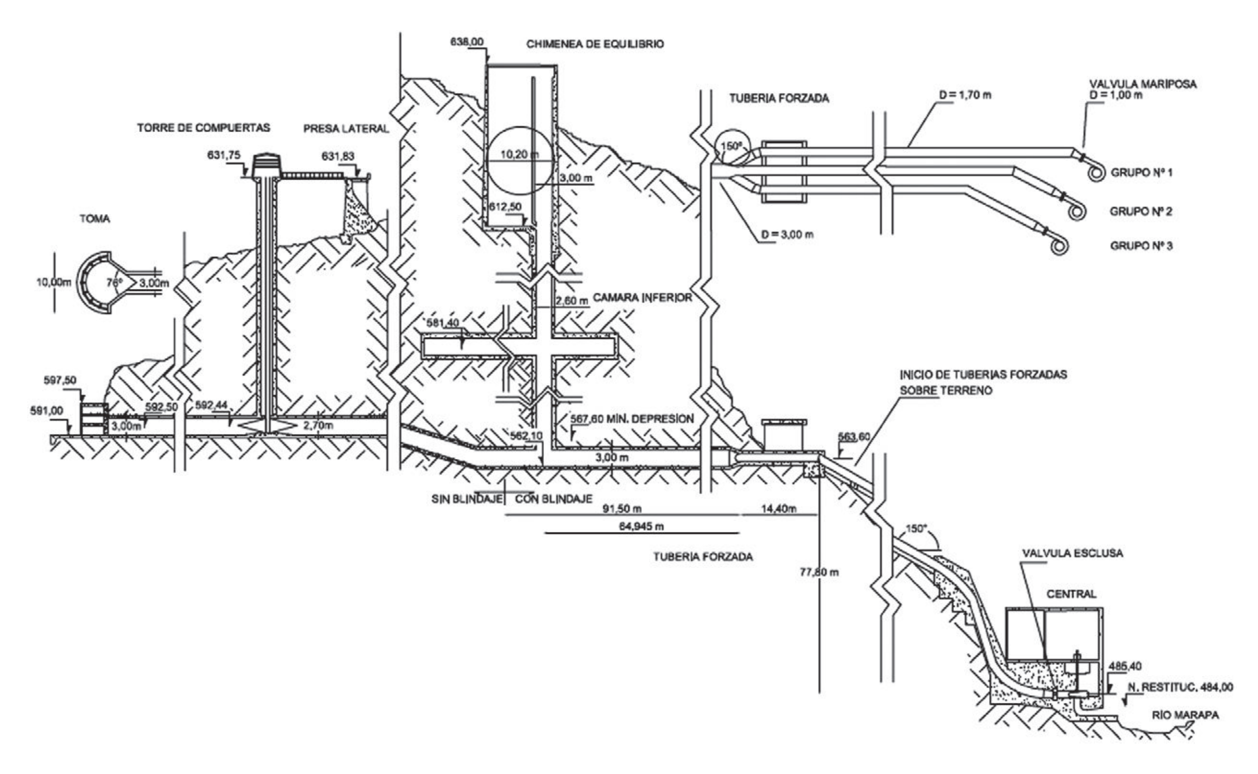


Figura 6. Corte esquemático de chimenea de equilibrio. Fuente: Inventario de Presas y centrales de la República Argentina, pág. 103.

de servicio, la chimenea de equilibrio, casa de válvulas y el sector final, hacia aguas abajo de la casa de válvulas, donde se produce la separación en tres tuberías que alimentan a cada uno de los grupos de la Central (Piluso & Mulhall, 2020) (Figuras 6, 7, 8 y 9).



Figura 7. Toma de Riego y Descargador de fondo. Fuente: David G. Aguirre (2018).



Figura 8. Tubería de conducción a central hidroeléctrica. Fuente: David G. Aguirre (2018).



Figura 9. Central Hidroeléctrica Batiruana. Fuente: David G. Aguirre (2018).

Obras de tomas de riego y descargador de fondo.— Las torres de toma para el Descargador de Fondo y para Riego se encuentran agrupadas en una única estructura. Cabe destacar que, en la definición de estas torres, la toma superior fue concebida y construida inicialmente como alimentación para la Central, sin embargo, en la actualidad cumplen, además, otras funciones (Piluso & Mulhall, 2020) (Figuras 7, 10, 11 y 12).

Central hidroeléctrica.— El Edificio de la Central Hidroeléctrica Escaba se encuentra ubicado, en una pequeña villa denominada "Villa Batiruana" sobre la margen izquierda del río Marapa, dentro de un predio en el cual se alojan la casa de válvulas, tuberías de aducción y la Estación transformadora.

El edificio principal consta de dos naves diferenciadas, la casa de Máquinas (donde se alojan los tres grupos de turbinas-generador) y el edificio de Oficinas (donde se encuentra la sala de comando, celdas, tableros auxiliares, talleres, etc.).

También forma parte de la Central Hidroeléctrica la playa de maniobras donde circula la Grúa que se utiliza para operar las ataguías de cierre del tubo de aspiración de las unidades, la Estación Transformadora y el puente de acceso sobre el Río Marapa. (Piluso & Mulhall, 2020) (Figuras 8 y 9).

El compensador Batiruana.— Este se encuentra ubicado aproximadamente 1600 m hacia aguas abajo de la Central Hidroeléctrica sobre el curso del río Marapa. En su mayor parte consiste en un muro vertedero constituido por 17 elementos aligerados tipo Noetzli de 5,0 m de ancho cada uno que totalizan una longitud de vertedero de 85,0 m. Completan el cierre dos estribos laterales monolíticos de hormigón los cuales generan un desarrollo total de la obra de cierre de 115,0 m de longitud.

Sobre la margen derecha se ubica la obra de toma para el canal de riego. El umbral de la misma se encuentra en cota 468,70 y se continúa por un túnel en forma

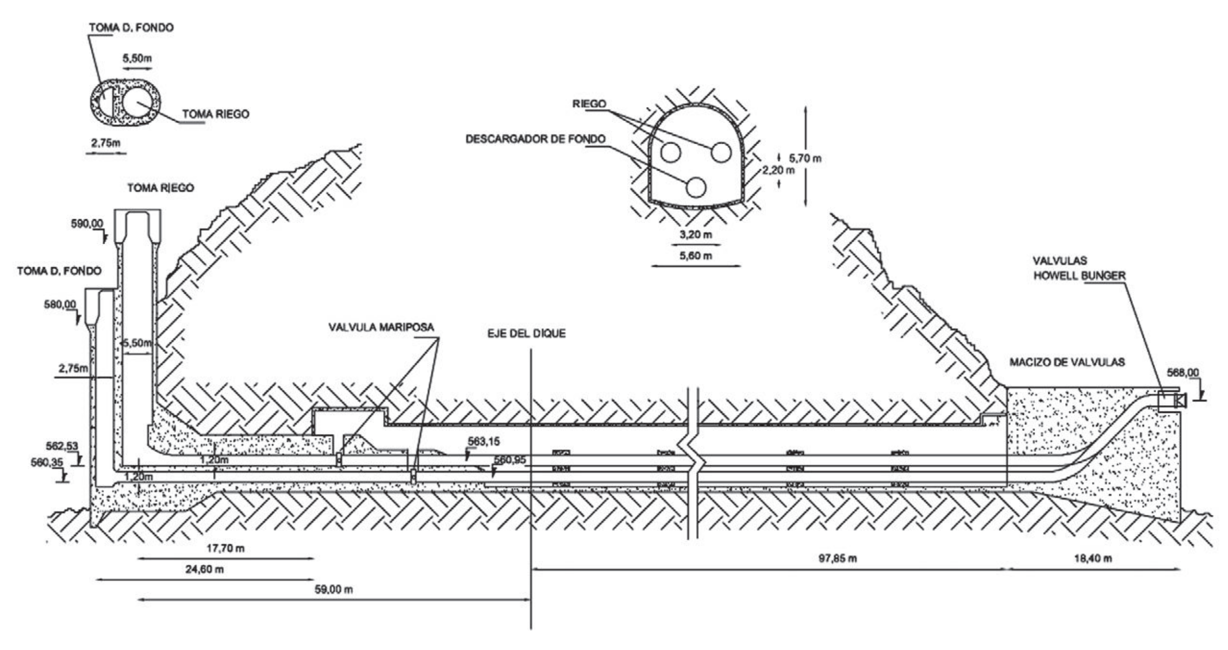


Figura 10. Corte esquemático de tubería forzada. Fuente: Inventario de Presas y centrales de la República Argentina, pág. 103.



Figura 11. Descarga de fondo vista frontal. Fuente: David G. Aguirre (2018).

de herradura de 1,80 m de alto y 2,70 m^2 de sección con una capacidad máxima de 10,5 m^3/s (Orsep, 2020) (Figuras 13 y 14).



Figura 12. Descarga de fondo vista trasera en maniobra. Fuente: David G. Aguirre (2018).

Características hidrográficas del embalse

Desde el año 1988 se vienen realizando de manera sistemática las batimetrías del Embalse Escaba. Con una tasa de sedimentación de 0,44 hm^3/año (Tabla 1, Figuras 15 y 16) del análisis de la tabla 1 se puede observar que en el periodo 1997/2001 y 2005/2009 el volumen del embalse se habría aumentado, situación poco probable desde el punto de vista físico, posterior al análisis realizado por el ORSEP, el organismo realizo una consulta al proveedor de servicios de relevamiento y determinaron, que esta situación se debe a un cambio en la metodología de medición y sus ajustes. La tendencia de disminución de volumen de embalse es debido a la colmatación sedimentaria, y se mantiene dentro de los parámetros normales (Tabla 1). Todo esto llevo a que se realicen distintas actualizaciones hidrológicas para determinar los



Figura 13. Vista Oeste del cierre del azud compensador. Fuente: Centro de documentación Histórica – ORSEP. No posee autoría en archivos.



Figura 14. Vertedero de azud compensador Batiruana. Fuente: David G. Aguirre (2018).

Tabla 1. Capacidad de embalse histórica para cota 630 sobre nivel del mar – ORSEP (2019), Informe descriptivo Escaba ID-ESC-CAF-001/19. Órgano Regulador de Seguridad de Presas.

Año	Volumen total (Hm^3)	Volumen de sedimentos (Hm^3)	Volumen de sedimentos acumulados (Hm^3)	Tasa de reducción de volumen promedio (Hm^3/año)	Reducción del volumen original (%)
1949	140,80	0,00	0,00	0,00	0,00
1979	134,10	6,70	6,70	0,22	4,76
1988	29,30	4,90	11,60	0,30	8,24
1992	127,70	1,50	13,10	0,31	9,30
1995	126,20	1,50	14,60	0,32	10,37
1997	115,10	11,10	25,70	0,54	18,25
2001	116,75	–1,65	24,05	0,46	17,08
2005	114,30	2,45	26,50	0,47	18,82
2009	122,30	–8,00	18,50	0,31	13,14
2014	120,64	1,66	20,16	0,31	14,32
2015	117,87	2,44	22,93	0,35	16,29
2018	110,59	7,28	30,21	0,44	21,46

ORSEP (2019). Informe descriptivo Escaba ID-ESC-CAF-001/19. Órgano Regulador de Seguridad de Presas. 1997-2009: Cambio en metodología de medición y ajustes.

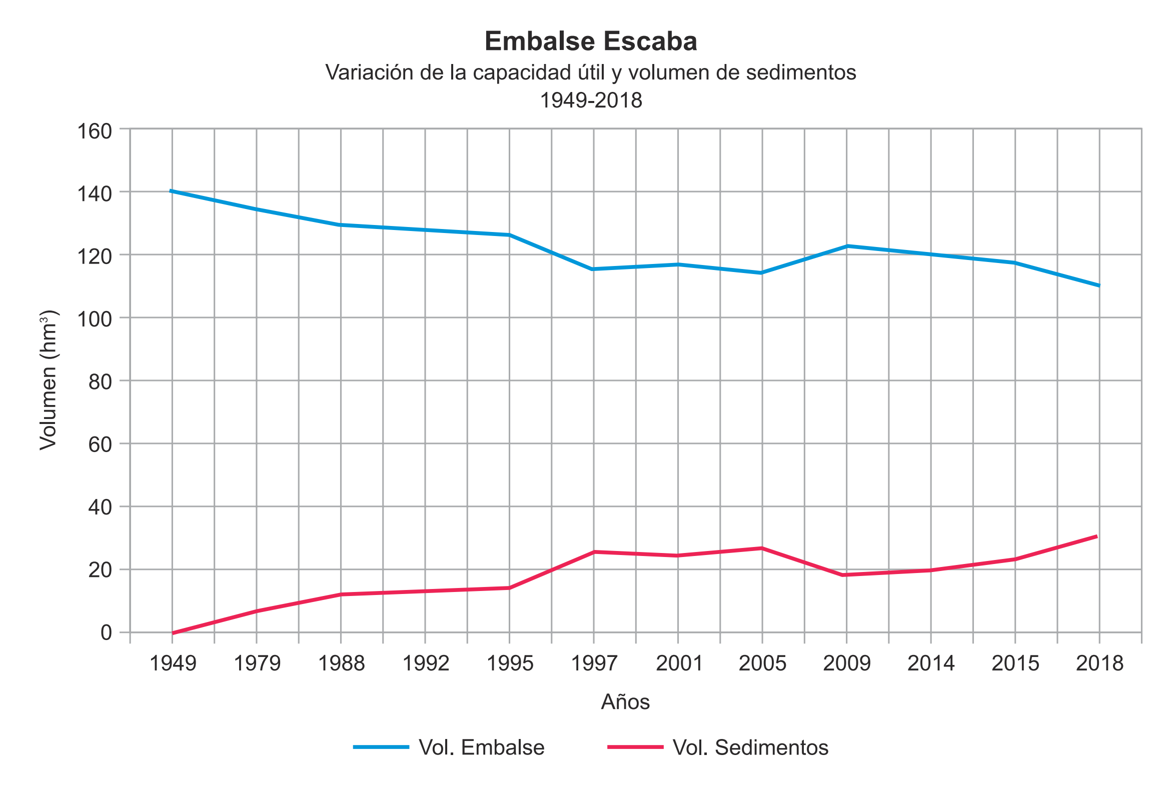


Figura 15. Cuadro de evolución batimetrías dde 1949. Fuente: Informe descriptivo Aprovechamiento Escaba - ID-ESC-CAF-001/19- Orsep.

caudales máximos de ingreso al embalse. La última actualización corresponde al año 2015, posterior al evento de máxima crecida registrado el 12 de abril de 2015. Los caudales máximos registrados hasta la fecha de actualización se pueden observar en las Tablas 2 y 3.

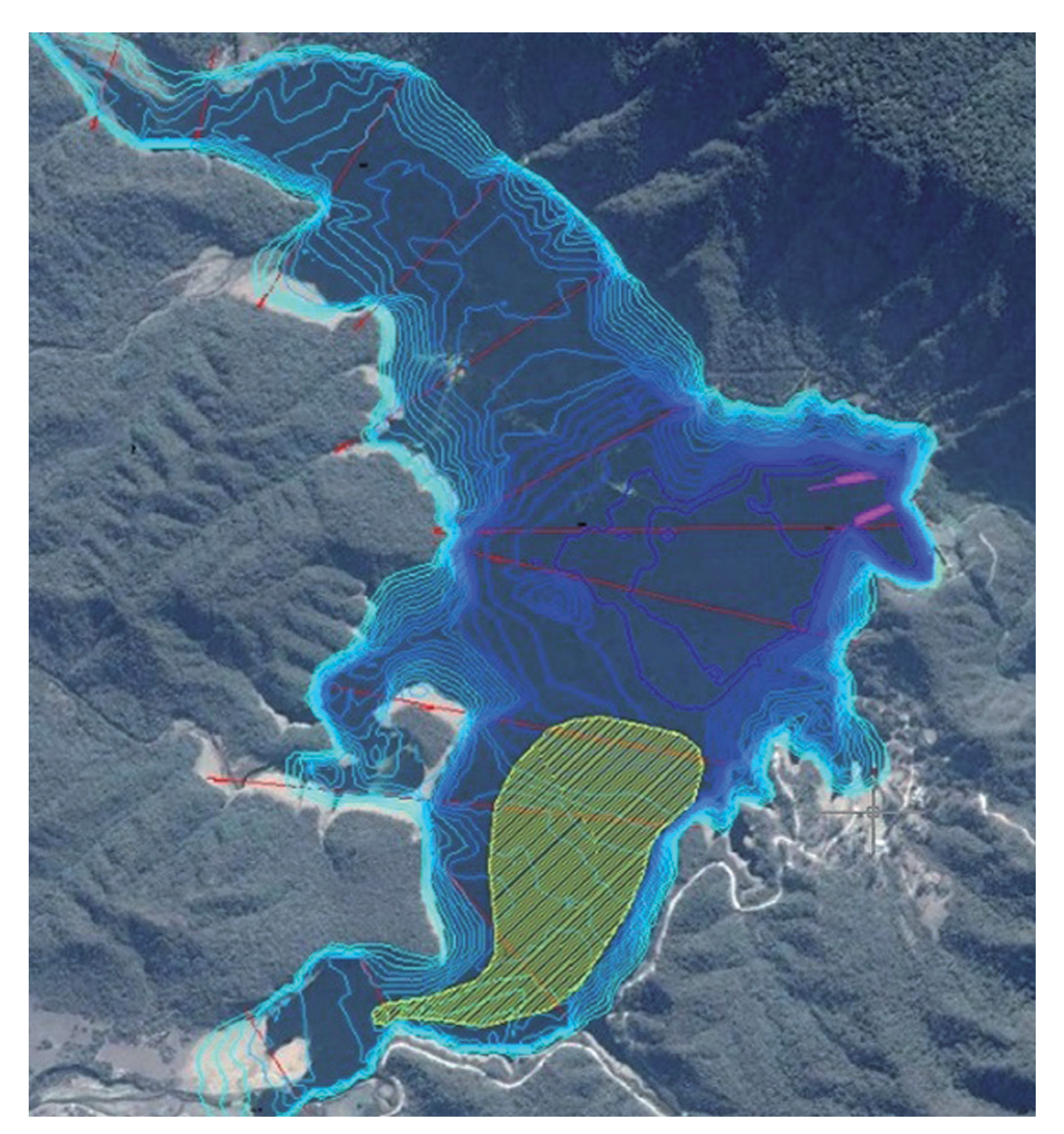


Figura 16. Zona de mayor sedimentación e/batimetrías de 2015-2018. Fuente: Informe descriptivo Aprovechamiento Escaba - ID-ESC-CAF-001/19- Orsep.

En la actualidad, la cuenca de aporte tiene una superficie de aproximadamente 900 km^2 y tiempos de concentración de 2,5 h/1,5 h en sus afluentes principales. Actualmente debido a revisiones hidrológicas se recomendó una cota de espera de 620 msnm para el periodo enero-abril, (inicialmente la cota era 629,24 msnm), el embalse se opera principalmente laminando la creciente con compuertas abiertas abiertos y el resto de los órganos de evacuación se utilizan principalmente para alcanzar el nivel de espera de crecidas mínimo, también para mantener el caudal ecológico y el de uso consultivo. El embalse lamina con seguridad crecidas entre 200 y 300 años de recurrencia, por lo tanto, se ha recomendado, hasta tanto se instalen sistemas de alerta temprana, como nivel de espera de crecidas la cota 620 msnm que permitiría laminar la crecida milenaria (CIST, 2017).

Tabla 2. Caudales máximos registrados – ORSEP (2019). Informe descriptivo Escaba ID-ESC-CAF-001/19. Órgano Regulador de Seguridad de Presas.

Año	Q.pico (m^3/s)	Vol 1D (hm^3)
1992	691,62	34,77
1993	S/D	S/D
1994	S/D	S/D
1995	S/D	S/D
1996	S/D	S/D
1997	96,49	4,35
1998	205,95	6,51
1999	98,48	6,58
2000	681,44	3,53
2001	542,70	9,61
2002	S/D	S/D
2003	70,40	2,43
2004	44,44	11,26
2005	S/D	S/D
2006	S/D	S/D
2007	181,35	11,26
2008	132,44	9,28
2009	S/D	S/D
2010	279,76	11,48
2011	310,42	18,78
2012	S/D	S/D
2013	S/D	S/D
2014	329,94	22,13
2015	S/D	29,39

ORSEP (2019). Informe descriptivo Escaba ID-ESC-CAF-001/19. Órgano Regulador de Seguridad de Presas. S/D: Sin datos para ese período.

Tabla 3. Recurrencia de volúmenes del Río Marapa en Escaba – ORSEP (2019). Informe descriptivo Escaba ID-ESC-CAF-001/19. Órgano Regulador de Seguridad de Presas.

Recurrencia (años)	Volumen (hm^3)						Caudal pico (m^3/s)
	1 día	2 días	3 días	5 días	7 días	10 días	
2	9,50	15,20	19,60	26,20	32,10	39,20	146,58
5	16,60	25,80	32,20	41,70	51,50	63,50	281,69
10	22,20	33,90	41,70	53,10	65,90	81,80	408,95
15	25,70	38,90	47,50	60,00	74,50	92,80	498,42
20	28,30	42,60	51,70	64,90	80,80	100,70	570,18
25	30,40	45,50	55,00	68,80	85,70	107,10	631,21
30	32,10	48,00	57,80	72,10	89,80	112,30	684,91
35	33,60	50,00	60,20	74,80	93,30	116,80	733,21
40	35,00	51,90	62,30	77,20	96,40	120,70	777,33
45	36,10	53,50	64,10	79,40	99,10	124,20	818,10
50	37,20	55,00	65,80	81,30	101,60	127,40	856,11
75	41,50	60,90	72,40	89,00	111,30	139,90	1017,17
100	44,60	65,30	77,30	94,50	118,30	149,00	1147,22
200	52,70	76,30	89,50	108,50	136,10	171,90	1524,89
500	64,50	92,20	107,00	128,10	161,20	204,50	2202,70
1000	74,30	105,20	121,30	144,00	181,60	230,90	2896,31
10000	112,90	156,00	175,70	203,60	258,20	331,30	7076,72

ORSEP (2019). Informe descriptivo Escaba ID-ESC-CAF-001/19. Órgano Regulador de Seguridad de Presas.

Lo nuevo

En el año 2017 dentro del marco del Plan Nacional del Agua (PNA), la Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación (SSRH) identificó el "Estado de Situación de la emergencia hídrica" en todo el país (Subsecretaria de Asuntos Hídricos 2017). A partir de declaraciones de emergencia jurisdiccionales, se dio relevancia y se logró generar un listado de acciones inmediatas para las zonas detectadas en todo el país. A partir de esta acción estratégica, se iniciaron trabajos multisectoriales, multidisciplinarios y multiorgánicos particularmente en nuestra región (Figura 17) (Red Hidrológica Nacional, 2020).

Bajo este marco, se observó la necesidad de contar con información actualizada sobre las principales cuencas de aporte al Dique Escaba, lo cual se realizó bajo un convenio marco en el año 2017 entre el Instituto Nacional del Agua INA – Orga-



Figura 17. Estado de situación de emergencia Hídrica 2017. Fuente: Ministerio del Interior y Obras Públicas de la Nación, Subsecretaría de Recursos Hídricos.



CARTA GEOLÓGICA - GEOMORFOLÓGICA
CUENCA EMBALSE ESCABA - RÍO MARAPA

CONVENIO ORSEP- INA

Osvaldo Barbeito, Ana Rydzewski, Silvio Ambrosino, Mauro Lanfranco, Sofía Paná.

Ministerio del Interior
Obras Públicas y Vivienda
Secretaría de Obras Públicas
Subsecretaría de Recursos Hídricos
Instituto Nacional del Agua

Cumbre de Santa Ana
Río Chavarría
Escaba de Arriba
Río Huasarroyo
Río Las Moras
A. El Chorro
Embalse Escaba
RP308
El Chorro
El Molar
Cumbre de Los Pinos
Narvaez
Cumbres de Narvaez
RP1
Cumbres de las Higueras
RP9
Sierra de Humaya
Singuil
Río Singuil

2.5 0 2.5 5 7.5 km
Sistema de Referencia WGS 84
Proyección UTM 20S

REFERENCIAS

GENERALES
- Localidades
- Ruta Provincial
- Cursos Fluviales Principales
- Drenaje Secundario
- Embalse Escaba

GEOLÓGICAS ESTRUCTURALES
- Falla
- Fotolineamiento

LITOLOGIA Y PROCESOS
- Conglomerados Terciarios
- Depositos Fluviotorrenciales-Conos Antiguos
- Depósitos Eólicos. Loess
- Depósitos Fluviales
- Esquistos y Filitas
- Rocas Graníticas
- Migmatitas
- Cubierta Eólica
- Remoción en Masa

AMBIENTE Y UNIDADES GEOMORFOLÓGICAS

A RELIEVE DE MONTAÑA
- A1 Vertientes Occidentales. Abruptos de Falla.
- A2 Vertientes Orientales Tendidas

B RELIEVE DE VALLES ESTRUCTURALES
- B1 Valles Principales
- B2 Valles Secundarios Asimétricos y Estrechos

UBICACIÓN REGIONAL

Tucumán
Catamarca

Metadatos:
- Hojas Geológicas 2766-IV Y 2966-II SEGEMAR.
- Relevamiento de Campo.

Elaboración Área de Geomorfología
Director Osvaldo Barbeito
Agosto 2017

Figura 18. Carta Geológica-Geomorfológica INA. Fuente: Informe final Expediente INA N° 16812/17 – Protocolo INA N° 1440.

nismo Regulador de Seguridad en Presas ORSEP para el "Diseño de un sistema de adquisición de datos a tiempo real con fines de alerta hidrológica – Presa Escaba". Dicho informe final fue entregado al ORSEP en diciembre de 2017 bajo Expediente INA N° 16812/17 - Protocolo INA N° 1440. El objetivo de este informe fue determinar los estudios hidrológicos y geomorfológicos de base que permitan tener un panorama integral de la cuenca de aporte a la presa Escaba orientado a la toma de decisiones a futuro respecto de la gestión y planificación de los Recursos Hídricos de la cuenca bajo análisis; además de determinar la relación de estos aspectos en el comportamiento del sistema hidrográfico en cuestión, así como la tendencia a la generación de crecientes repentinas. En consideración a dicho informe, las tareas realizadas involucraron la evaluación, análisis, caracterización de la información antecedente recopilada y de las mediciones realizadas en campo sobre aspectos hidrológicos, geológicos y geomorfológicos, así como mediciones de radio enlace en la cuenca de aporte a la Presa con objeto de diseñar un Sistema de Adquisición de Datos Hidrológicos a tiempo real que pueda ser empleada con fines de alerta hidrológico (Figura 18) (INA-CIRSA 2018). El Plan Nacional del Agua, definió específicamente para el Embalse Escaba sostener como principal eje de trabajo la "adaptación de la zona a extremos climáticos".

Sistemas de alerta temprana en la zona de cobertura de Termas de Río Hondo

En el marco de adaptación de extremos climáticos, una cuestión esencial es contar con información climática inmediata, esta información se puede considerar lo más importante a la hora de tomar decisiones sobre medidas estructurales y medidas no estructurales sobre la cuenca afectada.

El proyecto Sistema Nacional de Radares Meteorológicos (SiNaRaMe), que actualmente cuenta con 11 instalaciones llamadas "Radares Meteorológicos Argentinos" (RMA) en distintos puntos del país, operados por el Servicio Meteorológico Nacional, tiene la finalidad de mejorar ostensiblemente los alertas meteorológicos a corto plazo, con el beneficio que eso supondría a un abanico de destinatarios, incluyendo la población general, el agro, la navegación y aeronavegación, los sectores de transporte y generación de energía, la minería, las aseguradoras, etc. (Figura 19) (SiNaRaMe, 2019).

En contexto de la instalación de tales radares, dentro de su área de cobertura se están instalando "Estaciones Meteorológicas Automáticas" (EMAs) con el objetivo de contrastar la información que generan con aquella elaborada por el radar. También es importante por la finalidad intrínseca de las estaciones, que es la de proveer información meteorológica de diferentes parámetros para un sitio dado, satisfaciendo las necesidades locales de disposición de datos (Figura 20).

Las EMAs son de marca VAISALA, modelo MAWS110, y cuentan con medición de temperatura, humedad, presión atmosférica y velocidad y dirección del viento. Los Disdrómetros Ópticos son de marca OTT, modelo Parsivel 2, y tienen la funcionalidad principal de determinar el tamaño y tipo de hidrometeoro caído. Las

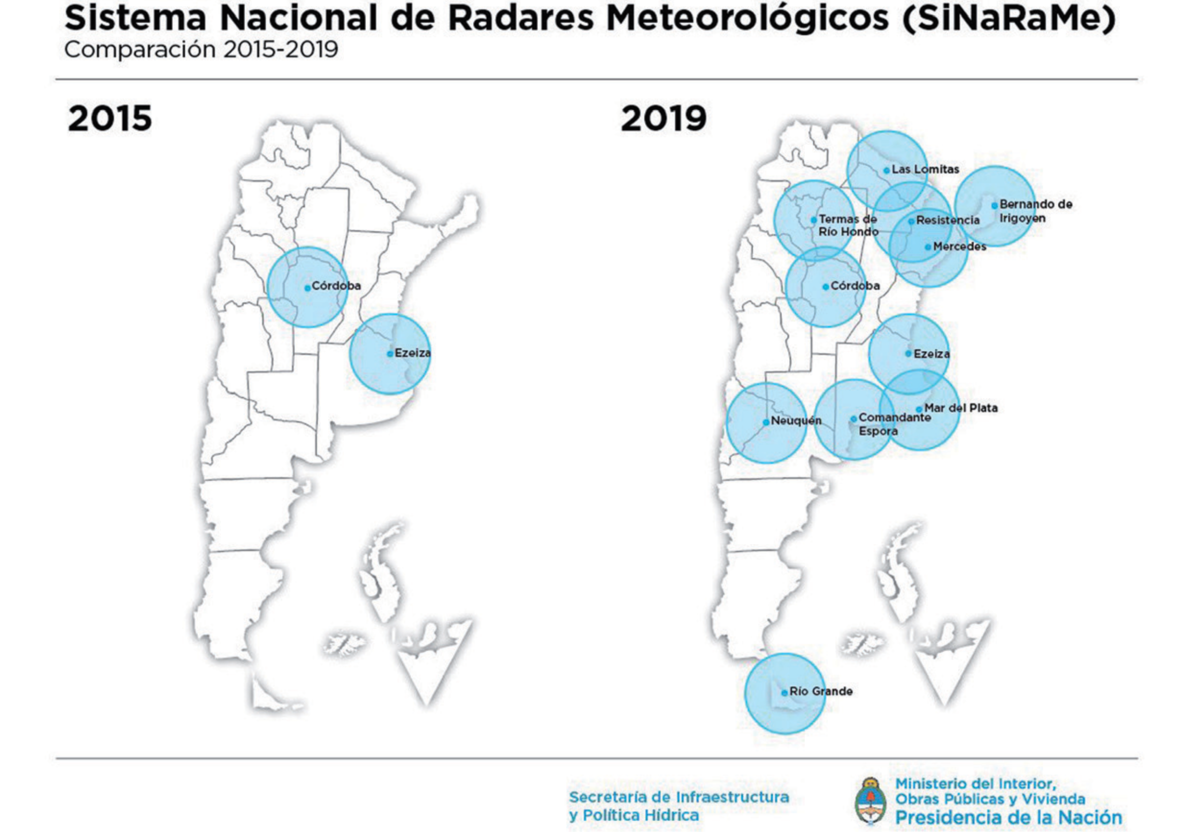


Figura 19. Sistema Nacional de Radares Meteorológicos. Fuente: Ministerio del Interior y Obras Publicas de la Nación, Secretaría de Infraestructura y Política Hídrica.

estaciones pueden transmitir tanto vía GPRS como LAN, y disponen de panel solar. La captura y transmisión de información ocurre cada 10 minutos, sincronizada con la del radar. El equipamiento fue calibrado en el laboratorio del Servicio Meteorológico Nacional, con la finalidad de poder ser homologadas e integradas a la red oficial de observación meteorológica (Red Hidrológica Nacional, 2020).

Gracias al aporte del convenio de estudios de parte de INA-ORSEP Expediente INA N° 16812/17 – Protocolo INA N° 1440 se incluyó dentro de la etapa II de SiNaRaMe, un radar a ser ubicado en la localidad de Termas de Río Hondo, contando con cobertura en áreas de las provincias de Santiago del Estero, Catamarca y Tucumán. Para este radar se prevé la instalación de 6 EMAs dentro de sus adyacencias, su ejecución fue terminada en julio de 2018 (Figura 21).

La selección de los “sitios-EMA” responde a diferentes razones, a saber:

➤ Proximidad a los radares: para la correcta contrastación de la información provista por ambos instrumentos se recomienda una distancia de entre 15 y 150 km del “sitio-radar”.

➤ Requerimiento de información: se procura medir en sitios que cuentan con escasos puntos de medición en las cercanías, habiéndose tomado la red de estaciones del SMN como punto de referencia principal.

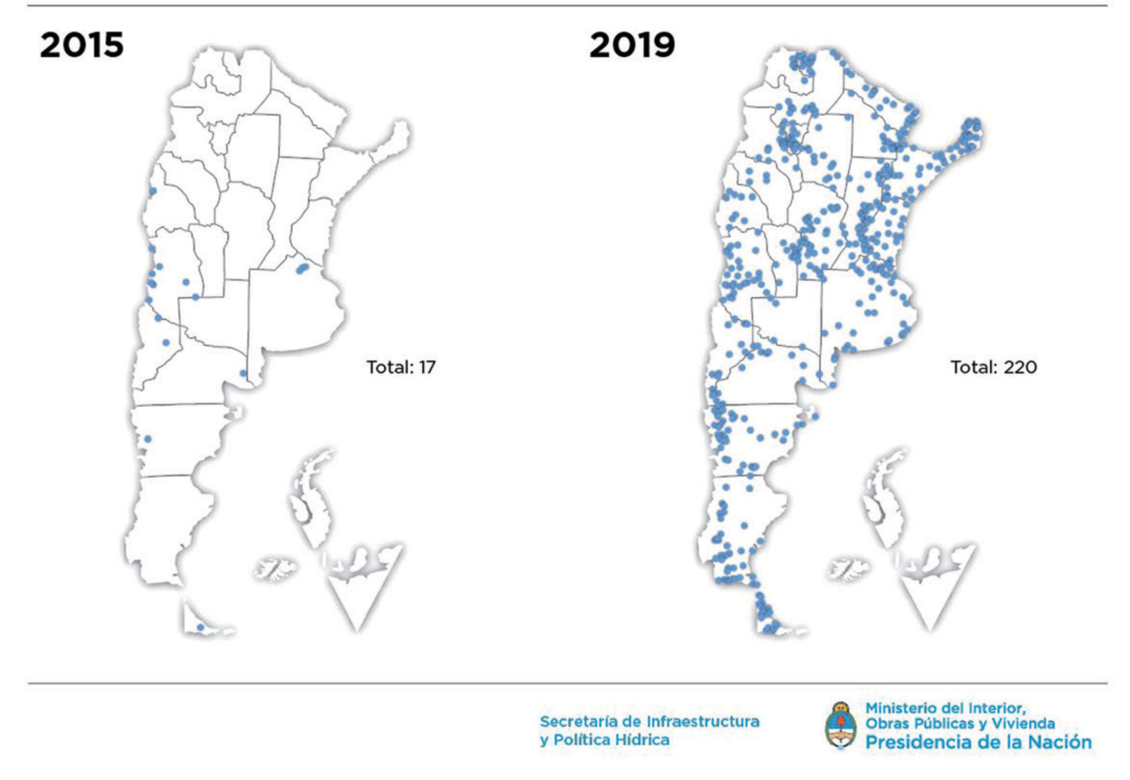


Figura 20. Red Hidrometereológica Nacional. Fuente: Ministerio del interior y obras Publicas de la Nación, Secretaría de Infraestructura y Política Hídrica.



Figura 21. Radar Meteorológico Argentino Termas de Rio Hondo. Fuente: David G. Aguirre (2018).

➤ En relación al punto anterior, se le otorga mayor importancia a aquellos sitios de mayor relevancia demográfica, meteorológica e hidrológica.

➤ Disponibilidad de recursos logísticos y espacio idóneo para cumplir con los estándares internacionales de medición.

Medidas no estructurales de la cuenca sobre el río Marapa y sus confluencias

Durante el año 2017, la Honorable Legislatura de Tucumán (HLT) dio respaldo a la creación de la Comisión Especial de Emergencia Hídrica (CEEH), Resolución HLT 60/2017- para que pudiera avanzar en el desarrollo de un Plan Hídrico Estratégico para la provincia de Tucumán. La CEEH se conformó con el aval científico y multidisciplinario aportado por los principales centros de formación e investigación de la provincia de Tucumán, organismos dependientes del estado provincial y nacional, así como la contribución de las organizaciones ciudadanas preocupadas por esta materia (Figura 22). Su funcionamiento se organizó en base a una Presidencia, una Vicepresidencia, una Secretaría, dos Coordinaciones y 5 Subcomisiones Técnicas que condensan la perspectiva interdisciplinaria: Económica financiera – Infraestructura – Hidrogeomorfología – Legal – Social, Producción y Ambiente. Su composición resume los profesionales técnicos y las tecnologías al alcance, para fundamentar tanto el diagnóstico de situación como las posibilidades de solución y prospección para las obras que ya están en curso y las que habrán de ejecutarse. La responsabilidad ejecutiva corresponde al Estado provincial, con su estructura orgánica, administrativa y presupuestaria destinada a la obra pública necesaria (Gómez & Cassal, 2018 y 2019; Martel & Cagna, 2018 a, b; Martel & Cagna, 2019 a, b).



Figura 22. Portada Plan de Contingencia. Fuente: Lucio Villafañe para la Honorable Legislatura de Tucumán.

Síntesis diagnóstica

El agua es un recurso finito y vulnerable, es alimento y es vida, que constituye una problemática crítica para las sociedades, los estados y sus economías. Exige políticas de gestión y conservación que deben estar complementadas por programas de educación y reeducación en el uso del agua. Un aprovechamiento racional de los recursos hídricos de la provincia, exige considerar un conjunto de componentes que acotan una gestión inteligente del agua y que condicionan una proyección socio-productiva capaz de lograr mejoras económicas, ambientales y de bienestar, para Tucumán y sus ciudadanos.

Estos elementos se enlazan en un entramado de factores que influyen entre sí, generando responsabilidades compartidas, los cuales están sintetizados en los *Lineamientos para la elaboración de planes hídricos estratégicos para Tucumán* elaborados por la Comisión Especial de Emergencia Hídrica de Tucumán (CEEH, 2019). Plan Hídrico Estratégico de la Provincia de Tucumán 2019, informe final, 2 volúmenes, 416 pp. Biblioteca de la Honorable Legislatura de Tucumán, a saber:

➤ La existencia de una provincia pequeña en territorio, densamente poblada y fuertemente explotada en sus recursos naturales.

➤ La anomia social existente, con insuficiente conciencia ambiental por lo cual, para la mayoría de los ciudadanos, procesos y problemas tales como uso del agua, conservación de suelos productivos o preservación de biomasa, no constituyen cuestiones prioritarias.

➤ Un fuerte desarrollo de emprendimientos inmobiliarios, que avanza tanto sobre tierras productivas como en el pedemonte, influyendo en el ciclo del agua.

➤ Una intensa producción agrícola, pecuaria e industrial no siempre basada en criterios de sustentabilidad y conservación de suelos o manejo racional del agua.

➤ Inconsistente administración del agua, en todos los niveles del Estado:

a) Municipal: responsable de organizar, aplicar y fiscalizar el planeamiento urbano, una de las causas de distorsión en la gestión de recursos naturales;

b) Provincial: con organismos de control del agua de compleja administración, que muestran superposición de incumbencias, de esfuerzos y de erogaciones;

c) Nacional: responsable de inversiones al interior provincial y/o en obras compartidas con otras provincias, en particular para aquellas de envergadura.

La Comisión Especial de Emergencia Hídrica de la Legislatura (CEEH, 2019), entendió que la resolución de los problemas derivados de este complejo entramado de derechos, deberes e intereses encuentra solución en un Plan Director de Gestión del Agua, cuya formulación detallada e implementación llevará varios años. Asimismo, y sin desmedro de formular un plan minucioso, se propuso un plan de contingencia de La Madrid -solución acotada y post-daños, pero que atiende a la seguridad de personas bajo riesgo- conformándose un modelo de trabajo aplicable a otras cuencas

en la provincia (Gómez & Cassal, 2018 y 2019; Martel & Cagna, 2018 a y b; Martel & Cagna, 2019 a y b).

En relación con el plan rector, el riesgo es que, al culminar una descripción detallada, las condiciones y fenómenos que lo motivaron podrían ser ya otros y por lo tanto las soluciones del plan, resultar impertinentes o inviables. La CEEH propone entonces, un conjunto de lineamientos estratégicos los que, asimilados por los poderes públicos, constituirían verdaderas Directrices Políticas; así conformarán un conjunto de medidas resolutivas dinámicas y contextualizadas, tanto con las urgencias que preocupan a la sociedad tucumana, como con los problemas de fondo existentes. Esto permite ajustar objetivos a medida que muten fenómenos y se concreten proyectos (Gómez & Cassal, 2018 y 2019; Martel & Cagna, 2018 a y b; Martel & Cagna, 2019 a y b).

Como síntesis del trabajo elaborado por la Comisión de Emergencia Hídrica podemos mencionar los lineamientos estratégicos (CEEH, 2019):

➤ Constitución de una base de datos técnico-social, usando las Tecnologías de la Información y las Comunicaciones (TIC) existentes en la provincia, posibilitando una toma racional de decisiones.

➤ Conformación de un corpus normativo para enmarcar la gestión del recurso agua, sujeta a normas que hoy superponen funciones y objetivos concurrentes. Esta síntesis normativa incluirá normas nuevas.

➤ Plan de ordenamiento del territorio y sus recursos: la gestión integrada de los recursos hídricos involucra el ordenamiento territorial y sus recursos, para aportar soluciones a problemas de fondo, en la provincia más densamente poblada y fuertemente contaminada.

➤ Conformación de comités de cuenca, los que se constituirán por regiones, procurando ordenar así racionalmente los recursos y acciones del estado y la sociedad civil, orientados a un uso responsable del agua. Estos Comités conforman la estructura básica para la gestión del agua en Tucumán.

➤ Formulación de programas de contingencia enmarcados en el SINAGIR, que resulten pertinentes, eficaces, eficientes y destinados a áreas bajo riesgo ambiental recurrente y con consecuencias productivas y humanas.

➤ Instauración de un programa de recuperación y mantenimiento de la infraestructura hídrica existente, generando formación y ocupación de técnicos, colaborando con el arraigo local de población económicamente activa y revitalizando las economías micro-regionales.

➤ Fomento de una mayor conciencia ambiental por parte de la sociedad civil y los actores del Estado. Las decisiones de estos últimos impactan con más fuerza en los recursos naturales que las acciones del ciudadano común.

➤ Llamado a la acción al sector privado, fomentando una mayor conciencia ambiental entre emprendedores agropecuarios e inmobiliarios, cuyas acciones impactan, junto con la industria, fuertemente en los recursos naturales. Se generarían así vínculos virtuosos de asociación público-privado.

➤ Desarrollo de obras de infraestructura hídrica, nómina definida debido a su ponderación social, política y económica.

➤ Coordinación funcional de áreas del Estado incluyendo organismos y poderes, con injerencia en la gestión del agua.

Otros estudios de la cuenca sobre la región

Actualmente está en ejecución la elaboración del "Plan estratégico de recursos hídricos de la cuenca Salí Dulce" mediante contrato de préstamo BID 2776/OC-AR-PLAN BELGRANO, a cargo de Serman y Asociados, la cual se encuentra en una etapa avanzada en la elaboración del plan, habiendo generado múltiples reuniones y expuesto los avances ante comisiones multidisciplinarias y multiorgánicas entre los años 2018 y 2019. El dique Escaba estaría incluido en el presente plan, cuyos objetivos específicos son, entre varios, elaborar una Síntesis Diagnóstica del estado y gestión de los recursos hídricos de la cuenca y de los problemas ambientales asociados, elaboración de Modelo distribuido de simulación hidrológica de toda la cuenca del río Salí-Dulce que permitan mejorar el manejo de los caudales que alcanzan los Bañados del Dulce y la laguna Mar Chiquita; identificar inversiones dirigidas a disminuir la vulnerabilidad de la Cuenca del río Salí-Dulce ante eventos extremos, inundaciones o sequías, provocadas por eventos tanto pluviales como fluviales, y fenómenos de remoción en masa, exacerbados por la variabilidad y el cambio climático. A saber:

1) Proponer medidas no estructurales resultantes de la integración de limitaciones al crecimiento urbano en las localidades involucradas en función del riesgo hídrico, así como recomendaciones de completamiento de tejido en zonas aptas, no inundables.

2) Proponer un modelo de gestión del agua de la cuenca en su conjunto y una componente particular para el tramo comprendido entre el embalse de Río Hondo hasta la laguna Mar Chiquita, inclusive.

3) Analizar la red hidrometeorológica existente identificando la necesidad de instalación de nuevas estaciones de monitoreo meteorológicas, de precipitaciones y altura de los ríos ("iluminación de cuencas a fin de tener más información y datos disponibles") para una gestión adecuada del agua, así como la red la red de monitoreo de calidad de agua existente.

4) Proponer un Plan Director de Gestión Hídrica de la Cuenca Salí-Dulce para el manejo sostenible e integrado de los recursos hídricos que incluya un programa de inversiones (medidas estructurales y no estructurales) y una propuesta de gestión para el corto, mediano y largo plazo.

5) Elaborar e implementar un Plan Piloto de Gestión Integrada de Sequías para sectores críticos de la provincia de Tucumán que integre una articulación de medidas e inversiones de mitigación y planificación de respuesta.

6) Conformar un Sistema de Información de los Recursos Hídricos de la cuenca en función de los datos recopilados y generados asociado a un Sistema de Información Geográfica (SIG).

Conclusiones sobre la política sectorial

Se puede sostener que, en el eje de política hídrica, donde se busca dar respuesta e incrementar los niveles de seguridad frente a los extremos y variaciones climáticas que se reflejan en inundaciones recurrentes, sequías, lluvias extremas, entre otros, que las acciones en la provincia de Tucumán fueron satisfactorias. Este resultado se dio mediante una "gestión integral de la/s cuenca/s", adaptando así, metodologías de trabajo diversas, y un trabajo conjunto entre el Estado Nacional y la Provincia. Se consideraron tanto las áreas urbanas como rurales a fin de asistir a las personas vulnerables, garantizar la equidad y eficiencia como premisas básicas y complementarias de la gestión, y en condiciones que garanticen la sustentabilidad social, económica y ambiental.

Si bien el desafío actual se centra en el acceso al agua y saneamiento, resulta imprescindible tener presente "la importancia primigenia de la gestión de la/s cuenca/s biológicas", la calidad del mantenimiento de las mismas y la necesidad de atender otros aspectos que hacen a la equidad, eficiencia y control de estas. Así también es imprescindible la organización institucional del sector.

Agradecimientos

A la Facultad de Ciencias Naturales e IML (UNT) y a la Fundación Miguel Lillo, por incluir profesionales de diversas especialidades en la investigación y desarrollo del conocimiento.

Al aporte para resumen de la síntesis diagnóstica y los lineamientos estratégicos al Dr. en Geología Sergio M. Georgieff de la Fac. de Cs. Naturales e IML, UNT.

A la Dra. Mgter. María Elisa Fanjul de la Fac. Cs. Naturales e IML, UNT y Fundación Miguel Lillo por su apoyo, y tiempo dedicado en ayudarme a conformar lo expuesto.

En especial a la Dra. Beatriz C. Tracanna de la Fac. Cs. Naturales e IML, UNT por la invitación, recepción, tiempo y paciencia dedicada a la gestión de un equipo multidisciplinario para la conformación del presente libro.

Al ing. Mateo Bauza, director de la Regional Norte de ORSEP, a la ing. Blanca Dominguez y al ing. Sergio García parte del equipo de la repartición por los aportes técnicos, históricos y fotográficos realizados.

Conflictos de intereses

No existen conflictos de interés con terceros.

Literatura citada

Bremen R., 2016. Complejo hidroeléctrico de Escaba – Décimo Octava Auditoría Técnica. Órgano Regulador de Seguridad de Presas (ORSEP) Regional Norte e Hidroeléctrica Tucumán S.A.

CIST-2017. Problemática del área sur de Tucumán, este de Catamarca y Río Hondo. Documento Síntesis. En Comisión de Emergencia para el Tratamiento de la Problemática de Inundaciones en el sur de la Provincia de Tucumán, este de Catamarca y Río Hondo.

Gómez H.S., Cassal M. 2018. Plan Hídrico Estratégico de la Provincia de Tucumán, Integrantes y Actas de Reuniones Técnicas CEEH. Comisión Especial de Emergencia Hídrica. Honorable Legislatura de Tucumán Convenio Universidad Nacional de Tucumán.

Gómez H.S., Cassal M. 2019. Plan Hídrico Estratégico de la Provincia de Tucumán, Integrantes y Actas de Reuniones Técnicas CEEH. Comisión Especial De Emergencia Hídrica. Honorable Legislatura de Tucumán Convenio Universidad Nacional de Tucumán.

Guido E., Sesma P. 2014. Geografía Física. En Moyano S., Puchulu M.E., Fernández D.S., Vides M.E., Nieva S., Aceñolaza G. (eds.) Geología de Tucumán, pp 29-48. Colegio de Graduados de Ciencias Geológicas de Tucumán, Argentina.

INA-CIRSA. 2018. Diseño de un Sistema de Adquisición de datos a tiempo real con fines de alerta hidrológico Presa Escaba. Organismo Regulador de Seguridad de Presas (ORSEP).

Martel E., Cagna P. 2018a. Plan Hídrico Estratégico de la Provincia de Tucumán, Plan de Contingencia para La Madrid y Zonas Aledañas. Comisión Especial de Emergencia Hídrica. Honorable Legislatura de Tucumán Convenio Universidad Nacional de Tucumán.

Martel E., Cagna P. 2018b. Plan Hídrico Estratégico de la Provincia de Tucumán, Estudio de la Cuenca Marapa-San Francisco. Comisión Especial De Emergencia Hídrica. Honorable Legislatura de Tucumán Convenio Universidad Nacional de Tucumán.

Martel E., Cagna P. 2019a. Lineamientos para la Elaboración de Planes Hídricos Estratégicos para la Provincia de Tucumán - Volumen 1. Comisión Especial de Emergencia Hídrica. Honorable Legislatura de Tucumán Convenio Universidad Nacional de Tucumán.

Martel E., Cagna P. 2019b. Lineamientos para la Elaboración de Planes Hídricos Estratégicos para la Provincia de Tucumán - Volumen 2. Comisión Especial de Emergencia Hídrica. Honorable Legislatura de Tucumán Convenio Universidad Nacional de Tucumán.

ORSEP. 2019. Informe descriptivo Escaba ID-ESC-CAF-001/19. Órgano Regulador de Seguridad de Presas.

ORSEP. 2020. Ficha técnica Batiruana. Órgano Regulador de Seguridad de Presas. En: https://www.argentina.gob.ar/orsep/registro-de-presas-fiscalizadas/regional-norte/batiruana

PNA, 2017. Plan Nacional del agua. https://www.argentina.gob.ar/sites/default/files/plan_nacional_agua_.pdf, acceso Septiembre de 2017

PNRH, 2017. http://cdi.mecon.gov.ar/bases/docelec/ac1055.pdf, acceso Noviembre de 2019.

PTRH, 2013. Provincia de Tucumán, Recursos Hídricos. https://web.archive.org/web/20131017180514/http://www.mineria.gov.ar/estudios/irn/tucuman/t-4a.asp, acceso octubre de 2013.

Piluso A., Mulhall P. 2020. Diques Argentinos en realidad aumentada. Órgano Regulador de Seguridad de Presas (ORSEP).

Red Hidrológica Nacional. 2020. https://www.argentina.gob.ar/obras-ublicas/hidricas/red-hidrologica-nacional.

Ruiz A., Busnelli J. 2014. Hidrografía. En Moyano S., Puchulu M.E., Fernández D.S., Vides M.E., Nieva S., Aceñolaza G. (eds.) Geología de Tucumán, pp 29-48. Colegio de Graduados de Ciencias Geológicas de Tucumán, Argentina.

SiNaRaMe. 2019. Sistema Nacional de Radares Meteorológico. https://radares.mininterior.gob.ar/

Sollazo Hnos S.A. 1937. Manuscrito: Libro de obra contratista. Centro de documentación histórica CEDOCUM del Organismo regulador de Seguridad de Presas (ORSEP).

Sollazo Hnos S.A. 1944. Manuscrito: Libro de obra contratista. Centro de documentación histórica CEDOCUM del Organismo regulador de Seguridad de Presas (ORSEP).

Subsecretaria de Recursos Hídricos de la Nación. 2010. Inventario de presas y centrales de la República Argentina. Ministerio de Planificación Federal, Inversión Pública y Servicios.

Subsecretaria de Asuntos Hídricos. 2017. Plan Nacional del Agua. Objetivos, políticas, estrategias y acciones. Ministerio del Interior, Obras Públicas y Vivienda. Presidencia de la Nación Argentina.

Unidad Plan Belgrano. 2016. El desarrollo del Norte Argentino a través del Plan Belgrano. Unidad Plan Belgrano. Jefatura de Gabinete de Ministros. Presidencia de la Nación Argentina.

Uslenghi, A. 1914. Memorias Ing. A. Uslenghi 1914. Centro de documentación histórica (CEDOCUM) del Organismo regulador de Seguridad de Presas (ORSEP)



Proyecciones

En base a las diferentes temáticas tratadas en este libro, se proponen una serie de proyecciones y las herramientas básicas que se deberían implementar para la ordenación y el desarrollo armónico de esta importante cuenca endorreica de Tucumán.

A) Mejoramiento del uso y cobertura del suelo en la cuenca de aporte del embalse

– Monitoreo de variables ambientales (precipitación, temperatura y caudales) y de los usos y coberturas del suelo del área mediante sensores remotos.

– Actualización y validación de mapas de uso y cobertura del suelo, además de los datos demográficos de la zona, con la finalidad de determinar nuevos efectos en los usos y coberturas del suelo.

– Aplicación de medidas de protección de la vegetación nativa dada su importancia en la regulación de caudales y sedimentos, moderación de eventos de inundación, entre otras.

B) Control de la calidad del agua de este recurso acuático en períodos de aguas altas y aguas bajas

– Contribuir con una base de datos de variables ambientales, fisicoquímicas y biológicas (bacterias, fitoplancton y zooplancton) durante un período prolongado de tiempo que incluya fluctuaciones intra e interanuales, que sirvan como un estimativo para el estudio del calentamiento global y su posible incidencia en los cambios de los patrones del clima.

– Continuar con monitoreos a campo y el análisis de las variables ambientales, fisicoquímicas y biológicas para un mejor manejo de este recurso hídrico, con especial énfasis en la eutrofización.

C) Diseño de un proyecto de Restauración Ecológica de riberas del embalse

– Selección del tramo y ámbito concreto donde se aplicaría el proyecto.

– Realizar un diagnóstico técnico-biológico y socioeconómico previo, de forma tal que permita evaluar el estado de degradación de la zona y un seguimiento de los factores causantes del mismo.

– Establecer los objetivos de la restauración o rehabilitación ecológica, procurando incluir la participación social, que permita obtener el mayor consenso posible antes del inicio del proyecto.

– Buscar financiación para que el proyecto pueda ser ejecutado en todas sus etapas.

D) Preservación del embalse y sus áreas ribereñas para la conservación de aves

– Analizar la diversidad de la avifauna por tratarse de un recurso de gran interés en los humedales sobre todo por sus roles en los servicios ecosistémicos ambientales que proveen.

– Constituyen uno de los eslabones superiores de la cadena trófica y, además, son muy buenas indicadoras de la calidad del ambiente.

– Las aves son una importante herramienta en Educación Ambiental. Este embalse podría proponerse como una gran aula a cielo abierto, donde puede mostrarse la dinámica de la comunidad, tanto a los alumnos de todos los niveles educativos como a público en general.

– Resulta necesario la planificación y creación de áreas para la conservación de aves en zonas que incluya estos tipos de humedales.

E) Formación de un Área Protegida o Reserva Natural en la cuenca de aporte del Embalse Escaba, para resguardo de la ictiofauna

– Preservar los peces del embalse ante su importante baja de diversidad en comparación a sus tributarios.

– Proteger los pastizales de altura donde están los surgentes que alimentan los ríos tributarios.

– Continuar con muestreos periódicos para evaluar las condiciones generales de la ictiofauna y la evolución de la mojarra *Psalidodon powelli*, que constituye una nueva cita para Tucumán.

F) Conservación de la colonia de murciélagos

– Protección de los murciélagos, ya que albergan una de las colonias de cría de *Tadarida brasiliensis* más grandes de Latinoamérica y el Caribe en una construcción humana.

– Valorar el rol ecológico de esta especie, la cual se alimenta de una gran cantidad de insectos, especialmente lepidópteros, plagas que afectan los cultivos de la zona.

– Como dispersores de semillas, contribuirán a la recuperación de los bosques, en un área donde la frontera agrícola-ganadera avanza y hay un fuerte impacto de la urbanización y el turismo.

– Concientizar a la población local de los beneficios dados por estos animales poco valorados mediante talleres de participación social y educación ambiental.

– Debido a que el embalse en sí mismo se considera un SICOM (Sitio de Importancia para la Conservación de los Murciélagos) y su área de influencia sería un AICOM (Área de Importancia para la Conservación de los Murciélagos), resulta fundamental que se implemente en esta zona un instrumento legal en el marco de la conservación de los quirópteros.

G) Actividades de gestión en la cuenca del embalse Escaba

– Preservar el embalse a través de planes de inversiones sustentables y viables, para alcanzar coberturas universales de agua potable y cloaca por red.

– Fortalecer las funciones de planificación, regulación y control, estableciendo mecanismos para mejorar la transparencia y competitividad de la gestión de las autoridades responsables y de los prestadores.

– Promover la participación ciudadana y de las autoridades locales para el control y desarrollo de los servicios.

– Implementar y promover acciones de difusión y educación con relación al uso de los servicios y la conservación de los recursos naturales vinculados.